

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UnB PLANALTINA
PROGRAMA DE MESTRADO EM MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO RURAL

**Avaliação da dinâmica do mercúrio (Hg) na Bacia do Rio Madeira nos
ambientes lântico e lótico**

Proponente: Miguel Vieira de Melo Neto

Orientador: José Vicente Elias Bernardi

Planaltina – DF, 2015

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UnB de PLANALTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO
AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO RURAL

**Avaliação da dinâmica do mercúrio (Hg) na Bacia do Rio Madeira nos
ambientes lântico e lótico**

Dissertação de mestrado apresentado por Miguel Vieira de
Melo Neto como pré-requisito parcial para obtenção do
título de mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento
Rural.

Planaltina – DF, 2015

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Va Vieira de Melo Neto, Miguel
Avaliação da dinâmica do mercúrio (Hg) na Bacia do
Rio Madeira nos ambientes lântico e lótico / Miguel
Vieira de Melo Neto; orientador José Vicente Elias
Bernardi. -- Brasília, 2015.
70 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Meio Ambiente
e Desenvolvimento Rural) -- Universidade de Brasília,
2015.

1. Monitoramento ambiental. 2. Mercúrio. 3.
Geoquímica. 4. Biomagnificação. I. Elias Bernardi,
José Vicente, orient. II. Título.

Resumo

O mercúrio é um poluente de preocupação global, os solos naturalmente enriquecidos por este elemento químico e o seu uso no garimpo na região amazônica despertam preocupação da população e de cientistas. O objetivo deste estudo é comparar as concentrações de Hg nos compartimentos abióticos (água, sólidos em suspensão e sedimento) da seguinte forma: comparar os períodos hidrológicos e comparar a calha do rio Madeira com seus afluentes. A elaboração de um modelo preditivo de bioacumulação e a biomagnificação do Hg ao longo da cadeia trófica. Para tanto foram feitas campanhas com coletas em transecto em uma parte do rio Madeira. As matrizes coletadas e analisadas foram água, sedimento, sólidos em suspensão, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados. Os resultados obtidos nas análises das matrizes sofreram tratamentos estatísticos a fim de realizar os objetivos determinados. As análises estatísticas realizadas demonstraram diferenças significativas nas comparações realizadas, e fortes indícios de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica. Após a discussão, conclui-se que: as diferenças encontradas nos períodos hidrológicos se devem aos rios formadores (Beni e Mamoré); as diferenças encontradas nas fases do empreendimento se devem as mudanças no padrão de sedimentação, devido a mudança de ambiente lótico para lêntico, e a diminuição na concentração devido a diluição do Hg; as diferenças na calha do rio Madeira e os seus afluentes se devem aos diferentes percursos desses cursos d'água, os quais tem geologia, pedologia e uso e ocupação diversos; ocorre bioacumulação e biomagnificação de Hg ao longo da cadeia trófica.

Palavras-chave: monitoramento ambiental, mercúrio, sedimento, sólidos em suspensão.

Abstract

Mercury is a global pollutant of concern, soils naturally enriched by this chemical element and its use in gold mining in the Amazon region of worry the population and scientists. The aim of this study is to compare the Hg concentrations in abiotic compartments (water, particulate material and sediment) in the following way: compare the hydrological periods, compare the phases of the project, compare the channel of the Madeira River with its tributaries. The development of a predictive model of bioaccumulation and biomagnification of Hg throughout the food chain. For both campaigns were made with collections in transect in a part of the Madeira River. The arrays were collected and analyzed water, particulate material, sediment, fitoplancton, zooplankton and invertebrates. The results obtained in the analysis of statistical matrices underwent treatments in order to realize the stated objectives. Statistical analyzes performed showed significant differences in the comparisons made, and strong evidence of bioaccumulation and biomagnification along the food chain. After discussion, it conclusions that: the differences in hydrological periods are due to trainers rivers (Beni e Mamoré); the differences in the phases of development should be changes in sedimentation pattern, due to change of lotic to lentic, and the decrease in the concentration due to dilution of Hg; the differences in the pipeline of the Madeira River and its tributaries are due to the different paths of these waterways, which has geological, pedological and use and different occupation; bioaccumulation and biomagnification of Hg occurs along the food chain.

Key-words: Environmental monitoring, mercury, sediment e particulate

Lista de abreviaturas

Hg – Mercúrio

Hg T – Mercúrio total

LOU - São Lourenço

MAD - Madeira

MAM – Mamoré

MeHg – Metilmercúrio

O.D - Oxigênio dissolvido

pKW_{ph} – p do Kruskal Wallis para analisar os períodos hidrológicos

pKW_{fe} – p do Kruskal Wallis para analisar as fases do empreendimento

pMW – p do Mann Whitney para analisar calha e afluentes

pH - Potencial Hidrogênionico

ppb – Partes por bilhão

Lista de figuras

Figura 01 - Dragas utilizadas na extração de ouro

Figura 02 - Ciclo do Hg no ambiente.

Figura 03 – Bacia do rio madeira

Figura 04 - Principais drenagens e geologia da área do rio Madeira

Figura 05 – Mapa geomorfológico do Estado de Rondônia

Figura 06 – Temperatura média anual (°C) do Estado de Rondônia

Figura 07 – Precipitação média anual (mm) do Estado de Rondônia

Figura 08 – Mapa simplificado de solos do Estado de Rondônia

Figura 09 – Hidrografia do Estado de Rondônia

Figura 10 – Mapa contendo as coordenadas geográficas dos pontos de coleta

Figura 11 – Concentrações de Hg nos períodos hidrológicos

Figura 12 – Concentrações de Hg nas fases do empreendimento

Figura 13 – Concentração de Hg na água nas campanhas

Figura 14 - Concentrações de HgT nas matrizes água, sedimento, sólidos em suspensão, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados.

Figura 15 - Concentrações de MeHg nas matrizes água, sedimento, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados.

Lista de tabelas

Tabela 01 - Propriedades físico-químicas do mercúrio.

Tabela 02 - Datas das campanhas de coletas da amostras.

Tabela 03 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da cheia da matriz sedimento.

Tabela 04 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da enchente da matriz sedimento.

Tabela 05 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da seca da matriz sedimento.

Tabela 06 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da vazante da matriz sedimento.

Tabela 07 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos de todas as campanhas juntas da matriz sedimento.

Tabela 08 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da cheia da matriz sólidos em suspensão.

Tabela 09 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da enchente da matriz sólidos em suspensão.

Tabela 10 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da seca da matriz sólidos em suspensão.

Tabela 11 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da vazante da matriz sólidos em suspensão.

Tabela 12 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos de todas as campanhas juntas dos sólidos em suspensão.

Tabela 13 - Estatística descritiva da concentração de Hg e parâmetros físico-químicos das campanhas feitas no período da cheia da matriz água.

Tabela 14 - Estatística descritiva da concentração de Hg e parâmetros físico-químicos das campanhas feitas no período da enchente da matriz água.

Tabela 15 - Estatística descritiva da concentração de Hg e parâmetros físico-químicos das campanhas feitas no período da seca da matriz água.

Tabela 16 - Estatística descritiva da concentração de Hg e parâmetros físico-químicos das campanhas feitas no período da vazante da matriz água.

Tabela 17 – Estatística descritiva da concentração de Hg e parâmetros físico-químicos das campanhas em todos os períodos juntos da matriz água.

Tabela 18 – Concentração de Hg em estudos anteriores no Rio Madeira

Tabela 19 – Comparação entre as concentrações de HgT e MeHg nas matrizes com forte indicativo de biomagnificação.

Tabela 20 - Regressão linear múltipla do HgT com a variável dependente foi invertebrado e as independentes foram água, sólidos em suspensão, sedimento, fitoplâncton e zooplâncton.

Tabela 21 - Regressão linear múltipla do MeHg com a variável dependente foi invertebrado e as independentes foram água, sedimento, fitoplâncton e zooplâncton.

Tabela 22 – Concentração de HgT no material particulado em diferentes regiões.

Tabela 23 – Concentração de HgT no sedimento em diferentes regiões.

Tabela 24 – Concentração de HgT no plâncton em diferentes regiões.

Tabela 25 – Concentração de HgT na invertebrados em diferentes regiões.

Sumário

Capítulo 1 – Introdução.....	01
Capítulo 2 - Descrição da área de estudo.....	10
Capítulo 3 - Aquisição de dados.....	19
Capítulo 4 - Comparações envolvendo os compartimentos abióticos.....	24
Capítulo 5 - Biomagnificação e bioacumulação de Hg no Rio Madeira.....	48
Capítulo 6 – Conclusões do estudo.....	68

CAPÍTULO 1

O presente capítulo fará um resgate histórico da região do rio Madeira. Também abordará o enriquecimento natural de mercúrio (Hg) e as características dele. No capítulo seguinte será abordado aspectos geológicos, geomorfológicos, climáticos, pedológicos e hidrológicos.

1 - Introdução

O comportamento do Hg no ambiente amazônico vem sendo discutidos por pesquisadores brasileiros e estrangeiros desde a década de 1980 (WASSERMAN *et al*, 2001). A mobilização de Hg de solos inundados, provocadas pela construção de reservatórios artificiais (MAILMAN *et al*, 2005); por meio do efeito erosivo e outros fatores abióticos determinam a biodisponibilidade do Hg (MONTGOMERY *et al*, 1995; PLOURDE *et al*, 1997; VERTA, 1984).

O enfoque deste trabalho será o mercúrio, e as matrizes analisadas foram material particulado e sedimento. A matriz água também foi considerada, contudo não foram feitos os mesmos tratamentos estatísticos realizados nas demais matrizes do estudo. A malha amostral não contemplou a zona anóxica do reservatório, contudo contemplou áreas inundadas, o que influencia na produção de Metilmercúrio (MeHg). Além das áreas desmatadas e que sofreram remobilização do solo, algo que afeta no balanço de massa de elemento químico. Os dados obtidos a partir das análises estatísticas realizadas foram comparados com a legislação pertinente das matrizes água e sedimento, a matriz material particulado não será realizada, pois não há legislação pertinente.

1.1 - Resgate histórico

O Estado de Rondônia até meados do século XIX era predominantemente ocupado por indígenas. No século XIX ocorreram os ciclos da borracha, daí considerável parte das terras ao longo e tributários principais rios foi ocupada e invadida para o extrativismo vegetal (ALVES *et al*, 2007). Os rios da Amazônia tiveram como padrão serem condutores da interiorização da ocupação humana. Os quais foram estabelecidos a partir da navegação fluvial, da agricultura de várzea e da ocupação de barrancas mais altas em tabuleiros e terraços (DANTAS & ADAMY, 2010).

A população ribeirinha que habita a floresta amazônica sofreu mudanças no estilo de vida devido ao desenvolvimento econômico da região ao longo dos últimos 40 anos, essa rápida urbanização está gradualmente realocando as populações ribeirinhas e mudando a cadeia da fonte tradicional de alimentação (MARQUES *et al*, 2010).

Entre 1950 e 1970 devido à mineração aconteceram ocupações em pontos isolados. Na década de 1960 foi construída a BR-364, e em 1970 foram implementados projetos de colonização agropecuária (ALVES *et al*, 2007). Nas décadas de 1970 e 1980, o regime ditatorial buscou incentivar o crescimento econômico por meio de obras viárias e fomentando grandes projetos minerais e agropecuários (MELO, 2008).

No estado de Rondônia a atividade garimpeira tem sido responsável por grande lançamento de mercúrio ao ambiente (MALM *et al*, 1997). A bacia deste rio foi a segunda mais importante área de mineração de ouro da região da Amazônia (BASTOS *et al*, 2006). O mercúrio no garimpo é utilizado para a separação do ouro (Au) por meio de amalgamação (LACERDA & SALOMONS, 1992).



Figura 01 - Dragas utilizadas na extração de ouro (SANTOS, 2013)

Porém a atividade garimpeira não é a única causa de disponibilidade de mercúrio no ambiente, esse fato foi descoberto por meio de pesquisas posteriores que se trata de uma contribuição irrisória, pois os solos da região amazônica contêm naturalmente este elemento químico. Os resultados de pesquisas trouxeram informações sobre a origem do mercúrio na Amazônia: áreas naturais. Onde inexistem atividades antrópicas e apresentam o mercúrio tóxico nos compartimentos

solos, água e peixes em concentrações iguais ou até mesmo superiores àqueles encontrados em áreas de mineração (DÓREA *et al*, 2003; FADINI *et al*, 2001; HACON *et al*, 2008; SAINT-AUBIN *et al*, 1998).

A expansão da fronteira agrícola rumo a região norte, sendo uma das práticas dos agricultores a queimada para limpar suas propriedades. Os incêndios florestais disponibilizam Hg contido na biomassa e o redistribuem na atmosfera como vapor ou junto às partículas (MEECH *et al*, 1997).

Os desmatamentos que ocorrem na Amazônia seguida pela conversão dos solos para agropecuária, construção de rodovias, mineração e barragens, considera-se ainda uma dos motivos da remobilização do mercúrio de origem natural ou antrópica. A erosão e lixiviação do mercúrio contido nos solos, e a sua remissão para a atmosfera mantêm concentrações excessivas neste ecossistema. Ainda que diminuído o garimpo de ouro (ALMEIDA *et al*, 2005; CORDEIRO *et al*, 2002; LACERDA, 1995).

1.2 - Características do Mercúrio (revisão da Literatura sobre Hg)

As características físico-químicas do elemento interferem no seu ciclo biogeoquímico. O mercúrio é o único metal em estado líquido em temperatura ambiente, e além dos gases nobres seu vapor é monoatômico à temperatura ambiente. Quando sólido é dúctil e mole. Seu número atômico é 80, tem o símbolo Hg e encontra-se no grupo II B da Tabela Periódica. Possui os seguintes isótopos naturais: 202, 200, 199, 201, 198, 204 e 196 (HSDB, 2000). Seu átomo possui cinco níveis eletrônicos completos e um incompleto com 2 elétrons. Sua configuração eletrônica é: [Xe] 4f¹⁴5d¹⁰6s². Ele pode existir em sua forma elementar Hg⁰ (mercúrio metálico) em duas formas oxidadas: +1 Hg₂⁺² (íon mercurioso) e Hg⁺² (íon mercúrico) (AZEVEDO, 2003). Como elemento pertencente ao Bloco d da Tabela Periódica ele é considerado um ácido de Lewis. O mercúrio metálico e os seus sais inorgânicos são conhecidos desde a antiguidade, porém os compostos orgânicos mercuriais ligações covalentes entre um íon de mercúrio e um radical orgânico foi primeiramente descrito no século XIX (GRANDJEAN *et al*, 2010). A primeira publicação relatando envenenamento por MeHg em 1865 (EDWARDS, 1865), o caso mais famoso de contaminação ocorreu em Minamata (Japão), a confirmação

do nexso causal das doenças e mortes relacionadas a esse contaminante aconteceu em 1968 (SSSGMD, 1999).

A tabela 01 mostra algumas propriedades físico-químicas do mercúrio:

Tabela 01 - Propriedades físico-químicas do mercúrio

Gravidade específica	13,456(20°C)
Densidade	13,45g/cm ³ (25°C)
Dureza do mineral	1,5
Rede cristalina	Hexagonal
Volume molar	14,09/cm ³
Cor	Prata branca (liq)
Ponto de fulgor	Não inflamável
Valência	+1,+2
Estado físico	Líquido às CNTP
Peso molecular	200,59
Solubilidade em água	0,28umoles/L (25°C)
Pressão de vapor a 25°C	2X10 ⁻³ mmHg
Ponto de fusão	-38,87°C
Ponto de ebulição	356,72°C
Tensão superficial	1.407/ms ⁻¹
Índice de refração	1,000933

1.3 - Toxicidade e ciclo no ambiente

Os ciclos biogeoquímicos apresentam um equilíbrio dinâmico, contudo ações antrópicas alteram os padrões desses ciclos e com isso afetando fauna e flora (MAURO & GUIMARÃES, 1999). O ciclo e a toxicidade do Hg no ambiente amazônico têm sido discutidos por vários pesquisadores (WASSERMAN *et al*, 2001), com o intuito de compreender seu ciclo biogeoquímico e sua ecotoxicidade (BISINOTI *et al*, 2006). A geoquímica do mercúrio está intimamente ligada a sua característica calcofilica, afinidade com enxofre, explicando as ligações químicas e os compartimentos ambientais que o elemento será mais abundante (GOLDSCHMIDT, 1967). Em uma descrição geral do ciclo do Hg mostra este elemento presente naturalmente no solo, na água, nos vulcões e na desgaseificação das rochas (MASON *et al*, 1994). O mercúrio na litosfera está presente mais em rochas sedimentares que em rocha ígneas (GOLDSCHMIDT, 1962)

As concentrações de mercúrio em solos e em outros meios são: precipitados e condensados vulcânicos – condensados fumarólicos, de 0,3 a 6 mg L⁻¹ de Hg; ácidos sulfúrico e hidrocloreídrico, de 0,2 a 72 µg L⁻¹ de Hg; emissões vulcânicas – observam-se no solo e no ar concentrações de 0 a 2.000 ng/m³; no solo, próximos a depósitos de Hg ou de sulfetos até 250 mg kg⁻¹ ; solo normais e húmicos – 60-200 µg kg⁻¹, 30-140 µg kg⁻¹, 25-150 µg kg⁻¹ conforme ilustrado na Figura 03 (HSDB, 2000). As características específicas inerentes das substâncias definem sua interação, mobilidade e concentração em diversos compartimentos ambientais, daí a importância de mostrar as características físico-químicas do Hg, pois influenciam no seu ciclo biogeoquímico (GREIM, 2001).

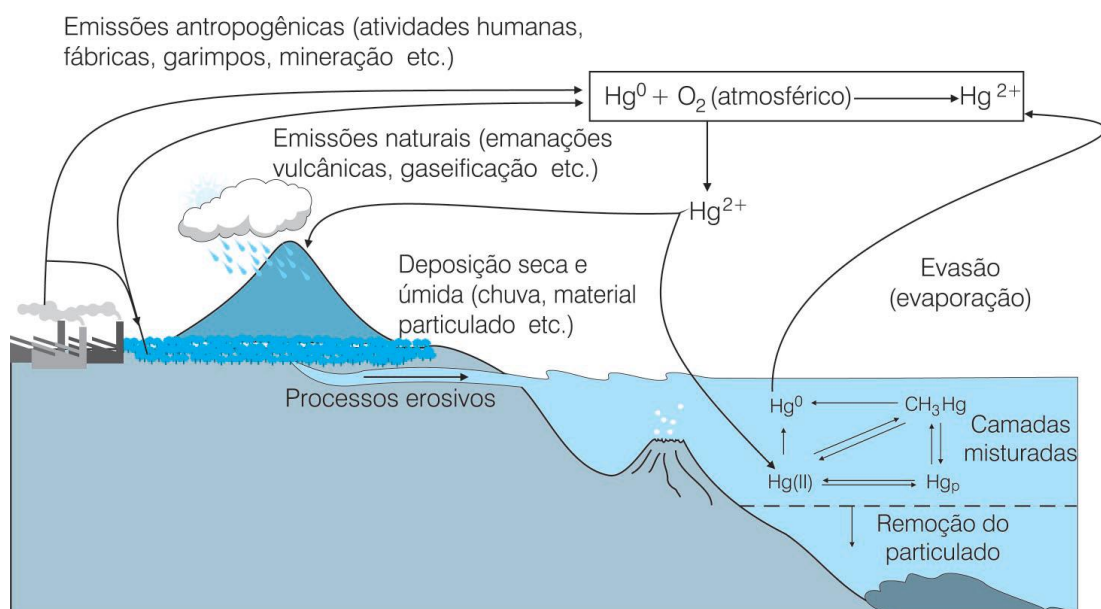


Figura 02 - Esta figura mostra o ciclo do Hg no ambiente (SOUZA & BARBOSA, 2000).

1.4 Legislação aplicada

1.4.1 Resolução 344 – CONAMA

A resolução nº 344 de 2004 do CONAMA dispõe sobre as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais nacionais. A resolução estabelece que o nível 1 é o limite abaixo do qual tem-se a baixa possibilidade de causar danos a biota e o nível 2 é o limite acima do qual tem-se maior possibilidade de causar danos a biota.

1.4.2 Resolução 357 - CONAMA

A resolução nº 357 de 2005 do CONAMA dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. A resolução estabelece classes de qualidade da água e seus respectivos, além dos limites das substâncias e compostos químicos presentes na água. A concentração de mercúrio na classe 1 é 0,0002 mg/L e na classe 3 é 0,002 mg/L. O pH na classe 1,2,3 e 4 é de 6,0 a 9,0. Na classe 1 a turbidez é até 40 unidades nefelométrica de turbidez (UNT), na classe 2 e 3 é até 100 UNT.

1.5 – Objetivos

Desse modo os objetivos principais deste trabalho foram:

- 1 – Comparação entre os períodos hidrológicos do Rio Madeira
- 2 – Comparação entre as fases do empreendimento
- 3 – Comparação entre a calha do rio e os seus afluentes do Rio Madeira
- 4 – Compreender os processos de bioacumulação e biomagnificação

1.5 Referências

ADAMY, A.; DANTAS, M.E. Geomorfologia do setor Jirau-Abunã. Porto Velho: CPRM, 2004. 64 p. (Convênio FURNAS- CPRM).

ALMEIDA, M. D.; LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R.; HERRMANN, J.C. Mercury loss from soils following conversion from Forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. Environmental Pollution, v.137, p.179-86, 2005.

AZEVEDO, F.A. Toxicologia do Mercúrio. São Carlos: RiMa, 2003. São Paulo: InterTox, 2003.

BACELLAR, A.A.; ROCHA, B.R.P. Wood-fuel biomass from the Madeira River: A sustainable option for electricity production in the Amazon region. *Energy Policy*, v.38, p. 5004–5012. 2010.

BERTEL, E.; FRASER, P. Energy Policy and Externalities. *NEA Updates*, NEA News, v. 20, n. 1, p. 14-17, 2002.

BISINOTI, M.C.; JARDIM, W.F.; BRITO JÚNIOR, J.L.; MALM, O.; GUIMARÃES, J.R. Um novo método para quantificar mercúrio ORGÂNICO ($Hg_{orgânico}$) empregando a espectrometria de fluorescência atômica do vapor frio. *Química Nova*, Vol. 29, No. 6, p. 1169-1174, 2006.

CORDEIRO, R.; TURCQ, C.B.; RIBEIRO, M.G.; LACERDA, L.D.; CAPITANEO, J.; DA SILVA, A.O.; SIFEDDINE, A.; TURCQ, P.M. Forest fire indicators and mercury deposition in an intenseland use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). *The Science of the Total Environment*, v. 293, p.247-56, 2002.

DÓREA, J.G.; BARBOSA, A.C.; FERRARI, I.; SOUZA, J.R.. Mercury in hair and in fish consumed by riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. **Int. J. Environ. Health Res.** 13 (3), 239–248. 2003.

HSDB – HAZARDOUS SUBSTANCES DATA BANK. Mercury. In: TOMES CPS SYSTEM. Toxicology, occupational medicine and environmental series. Englewood: Micromedex, 2000.

EDWARDS, G.N. 1865. Two cases of poisoning by mercuric methide. *Saint Bartholomew's Hosp Rep* 1:141–150.

FADINI, P. S., JARDIM, W. F. Is the Negro river Basin (Amazon) impacted by naturally occurring Mercury? **The Science of the total Environment**. 275: 71-82, 2001.

GREIM, H. Endpoints and surrogates for use in population studies in toxicology. **Toxicol. Lett.** 120 (2001) 395-403.

GRANDJEAN, P.; SATOH, H.; MURATA, K.; ETO, K. Adverse Effects of Methylmercury: Environmental Health Research Implications. Volume 118. Número 8. Agosto, 2010.

HACON, S.; BARROCAS, P.R.G.; VASCONCELLOS, A.C.S.; BARCELLOS, C., WASSERMAN, J.C.; CAMPOS, R.C.; RIBEIRO, C., AZEVEDO-CARLONI, F.B. An overview of mercury contamination research in the Amazon basin with an emphasis on Brazil. *Caderno Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 24 (7): 1479-1492, 2008.

LACERDA, L. D. Amazon mercury emissions. *Nature*, v.374, p.20-1, 1995.

MASON, R.P.; FITZGERALD, W.F.; MOREL, F.M.M. The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. **Geochim Cosmochim Acta** 1994;58:3191–8.

MAILMAN, M.; STEPNUK, L.; NAZIM CICEK, N.; BODALY, R.A. Strategies to lower methyl mercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: A review. *Science of the Total Environment* 368 (2006) 224– 235.

MARQUES, R.C.; DÓREA, J.G.; MCMANUS, C.; LEÃO, R.S.; BRANDÃO, K.G.; MARQUES, R.C.; VIEIRA, I.H.I.; GUIMARÃES, J.R.D.; MALM, O. Hydroelectric reservoir inundation (Rio Madeira Basin, Amazon) and changes in traditional lifestyle: impact on growth and neurodevelopment of pre-school children. **Public Health Nutrition**: 14(4), 661–669.

MAURO, J.B.N.; GUIMARÃES, J.R.D. Aguapé agrava contaminação por mercúrio. **CIÊNCIA HOJE**. vol. 25. nº 150. 1999.

MECH, J.A.; VEIGA, M.M.; TROMANS, D. Emission and stability of mercury in the Amazon. *Canadian Metallurgical Quarterly*, número 4, pp. 231-239(9), 1997.

MELO, J.J.S.; de PAULA, E.A. As hidrelétricas do rio Madeira no contexto da Integração Regional Sul-Americana. 2008. 133f. Dissertação do Programa de pós-graduação strictu sensu (mestrado) em Desenvolvimento Rural, Universidade Federal do Acre, Rio Branco.

MONTGOMERY, S.;

MUCCI, A.; LUCOTTE, M.; PICHET, P. Total dissolved mercury in the water column of several natural and artificial aquatic systems of northern Québec (Canada). *Can J Fish Aquat Sci* 1995; 52:2483-2492.

PLOURDE, Y.; LUCOTTE, M.; PICHET, P. Contribution de la matière particulaire en suspension et du zooplancton à la contamination au méthylmercure de la chaîne alimentaire des réservoirs du moyen-nord du Québec. *Can J Fish Aquat Sci* 1997;54:821-831.

PORTO, M.A.A.; GUIMARÃES, A.P.B.; ROGAR, M.M.; DE ALMEIDA, J.R.C.; CASTANHO JUNIOR, C.; CAVALCANTI, M.C.R.; FONSECA, D.C.; PINTO JUNIOR, J.B. The Madeira Hydroelectric Complex — regional integration and environmental sustainability using bulb type turbines. *PCH Notícias & SHP News*, 27, 8–12. 2005.

SANTOS, F.A. Estudo metalômico do mercúrio em leite materno coletado da população ribeirinha da área de influência do AHE Jirau - Bacia do Rio Madeira. 2013. Tese (Doutorado em Biologia Geral e Aplicada) Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Botucatu, São Paulo.

SOUZA, J.R., BARBOSA, A.C. Contaminação por mercúrio e o Caso da Amazônia. *Química e Sociedade*. 12, 2000.

SOCIAL SCIENTIFIC STUDY GROUP ON MINAMATA DISEASE. 1999. In the Hope of Avoiding Repetition of Tragedy of Minamata Disease. Minamata, Japan: National Institute for Minamata Disease. Disponível em <http://www.nimd.go.jp/syakai/webversion/SSSGMDreport.html> [acessado em 8 de Agosto de 2014].

VERTA, M. The mercury cycles in lakes; some new hypotheses. *AquaFenn* 1984;14:215–21.

VIANA, J.P. Physical and chemical post-dam alternations in the Jamari River, a hydroelectric-developed river of the Brazilian Amazon. **Hydrobiologia** 2002; 472:235–47.

VÖRÖSMARTY, C.J. et al. The storage and aging of continental runoff in large reservoirsystems of the world. *Ambio*, v.26, p.210-9, 1997.

WASSERMAN, J.C., HACON, S.S., WASSERMAN, M.A. O ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico. *Mundo & Vida*. 2 (1/2), 2001.

CAPÍTULO 2

Apresenta-se a descrição da área de estudo, e no capítulo seguinte serão mostrados as matrizes coletadas, a forma de coleta e análise, além dos locais e a quantidade. A descrição da área de estudo é importante para situar o leitor e ajudá-lo na compreensão das características regionais que afetam o ciclo biogeoquímico do Hg.

2 - Descrição da área de estudo

2.1 - Localização da área de estudo

A Região Amazônica possui a mais extensa rede hidrográfica do planeta Terra, ocupando uma área total de 7.008.370 km², abrange desde as nascentes nos Andes Peruanos até a foz dos rios no Oceano Atlântico, com uma vazão média de longo período estimada para o Rio Amazonas da ordem de 108.982 m³/s, tornando-se estratégico a gestão sustentável de seus recursos hídricos (MPERO, 2006). Como é mostrado na figura 04.

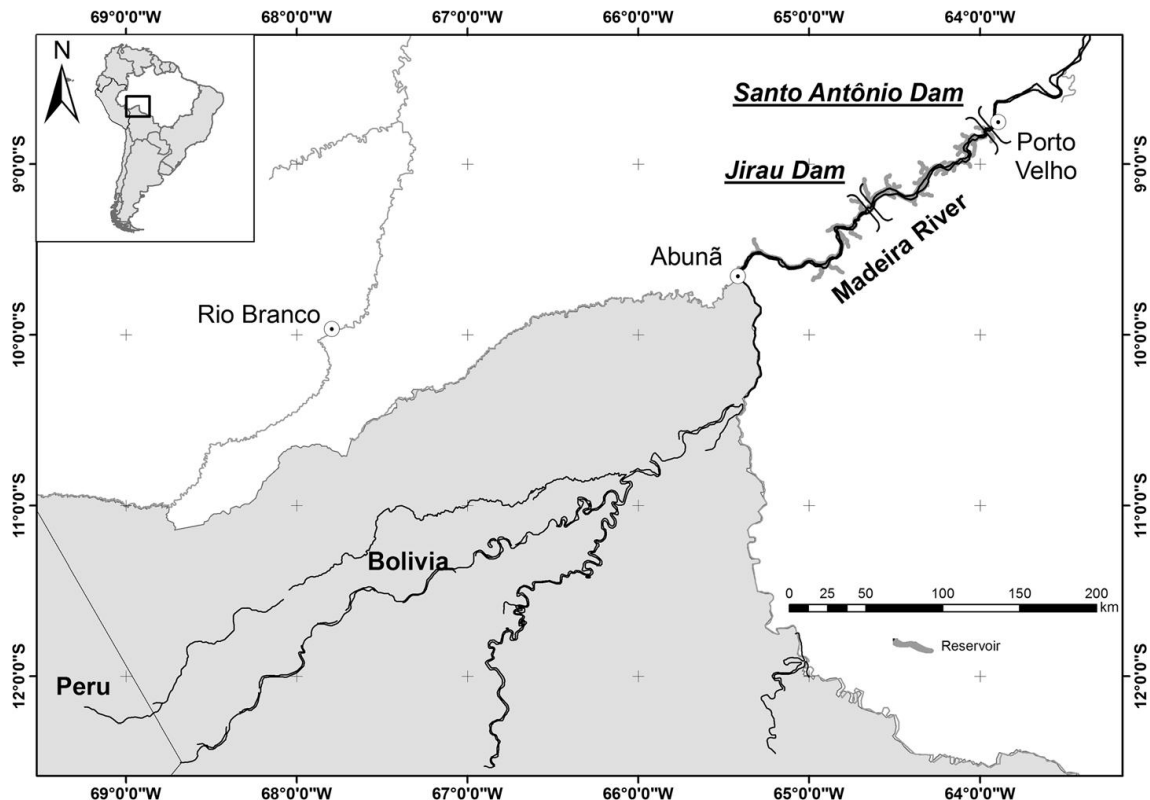


Figura 03 – Bacia do rio Madeira (FEARNSIDE, 2015).

A bacia hidrográfica do rio Madeira faz parte da sub-bacia do rio Amazonas, a qual engloba na montante território do Peru e Bolívia e a jusante do Brasil. Os principais rios que formam são Madre de Dios, Mamoré e Beni (TUCCI *et al*, 2007). O Beni e o Mamoré apresentam regime anual mais uniforme graças à influência da colaboração decorrente do degelo na cordilheira dos Andes. Em consequência, grande participação na composição das descargas de estiagem do rio Madeira, pois esse degelo é iniciado geralmente no final de setembro e se estende até meados de novembro (MOREIRA, 2002). Possui área de 1.420.000 km² (RIBEIRO NETO, 2006). O rio percorre as seguintes Unidades da Federação: Mato Grosso, Rondônia, Acre e Amazonas, e tem por limites a bacia do rio Tapajós a leste e a bacia do rio Purus a oeste, ambos são afluentes do rio Amazonas.

O único afluente da margem direita do Amazonas que nasce nos Andes. O rio Madeira é de “água branca” ou barrenta, devido à considerável quantidade de argila em suspensão (SEDAM, 2003). O sedimento carregado pelo rio Madeira possui composição média de 25 % de argila, 60,6 % de silte, 12 % de areias finas e 2,4 % de areias médias, grossas e cascalho, por isso considera-se fino. A carga média de sedimentos é de 720 mg/l, com máxima de 3.500 mg/l nas cheias e mínima de 120 mg/l nas baixas (MPERO, 2006). Os principais afluentes em Rondônia pela margem direita são os rios Ribeirão, Castanho, Mutum-Paraná, Jaci-Paraná, São Francisco, Caracol, Candeias, Jamari e Jiparaná e os igarapés das Araras, Mururé e Cirilo. E os da margem esquerda é o rio Abunã e os igarapés Ferreiros, São Lourenço, Aponiã, São Simão, Maparaná e Cuniã.

O aumento na produção desses sólidos tem contribuição de fatores naturais e antrópicos, dentre os fatores naturais, a nascente da bacia do rio Madeira localiza-se em região Andina. Essa região é composta por rochas areníticas de fácil desagregação, e o fato da região possuir alta precipitação, o que conjuntamente a geologia e a acentuada topografia local causam grande produção de sedimentos. Os fatores antrópicos são a crescente ocupação da região dos Andes, o desmatamento e as atividades de mineração na região amazônica (CUNHA, 2006; GALVÃO *et al*, 2008).

Geologia

É uma bacia geologicamente e geograficamente complexa. Pois além das suas grandes dimensões, suas cabeceiras estão localizadas nos Andes, atravessando áreas antigas do Cráton do Amazonas e posteriormente adentrando a região da Bacia Sedimentar do Amazonas (BRASIL, 2011).

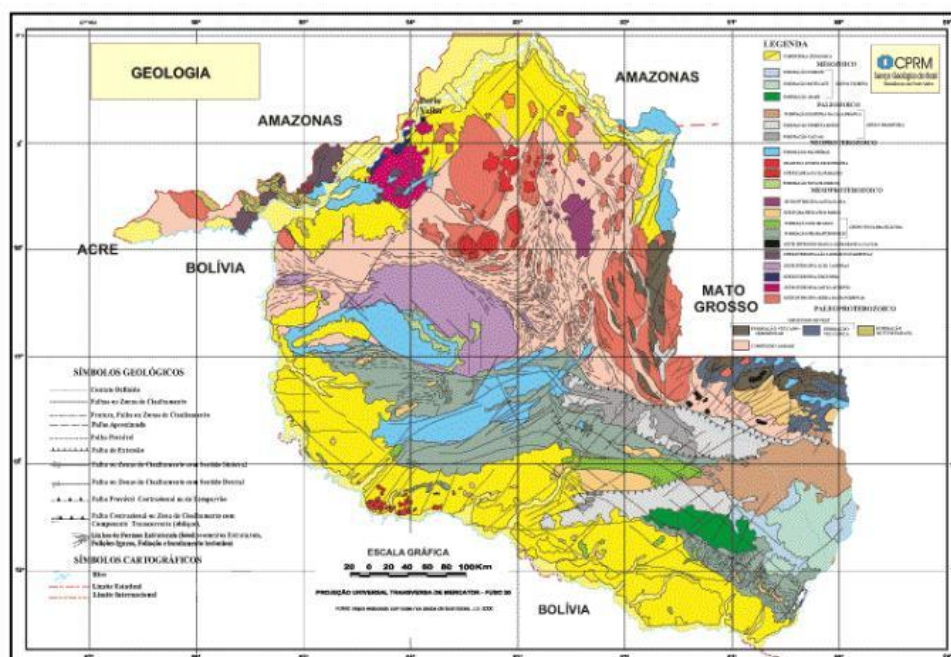


Figura 04 - Principais drenagens e geologia da área do rio Madeira (ADAMY, 2010).

Geomorfologia

O alto estrutural retrata fração do embasamento soerguida por tectônica na Era Cenozóica. No trecho entre a cachoeira do Jirau e Abunã o rio localiza-se em um vale encaixado, delimitado por níveis de base locais (corredeiras, travessões e saltos) e limitadas planícies de inundação, evidenciado a disposição de arranjo ao nível de base local (CPRM, 2004). A área compreendida entre a localidade de Abunã e a cachoeira de Jirau está inserida no Megalineamento Itacoatira- Madre de Dios (BEMERGUY *et al*, 2002).

O Alto Estrutural Guajará Mirim-Porto Velho tem delimitação a oeste e a sul pela Depressão Sub-Andina do Beni e pela Depressão do Guaporé. Esta vasta

Bacia Quaternária, localizada em posição de “back-arc” em relação à Cordilheira Andina, compreende uma extensa planície aluvial que abrange a Amazônia boliviana e o vale do Guaporé, reunindo os principais formadores do rio Madeira – rios Beni, Madre de Dios, Mamoré e Guaporé. O alto estrutural está delimitado pelo Planalto Rebaixado da Amazônia a leste e a norte. O qual é representado por baixos platôs sulcados pela rede de drenagem atual e formados por extensos depósitos terciários e quaternários das formações Solimões e Içá, associados à Bacia Sedimentar do Amazonas. Vale ressaltar que no interior do Alto Estrutural Guajará Mirim-Porto Velho, a Bacia Quaternária do Abunã, constituída por uma depressão tectônica alongada de natureza romboédrica é preenchida por uma sedimentação fluvial moderna (SOUZA FILHO *et al*, 1999).

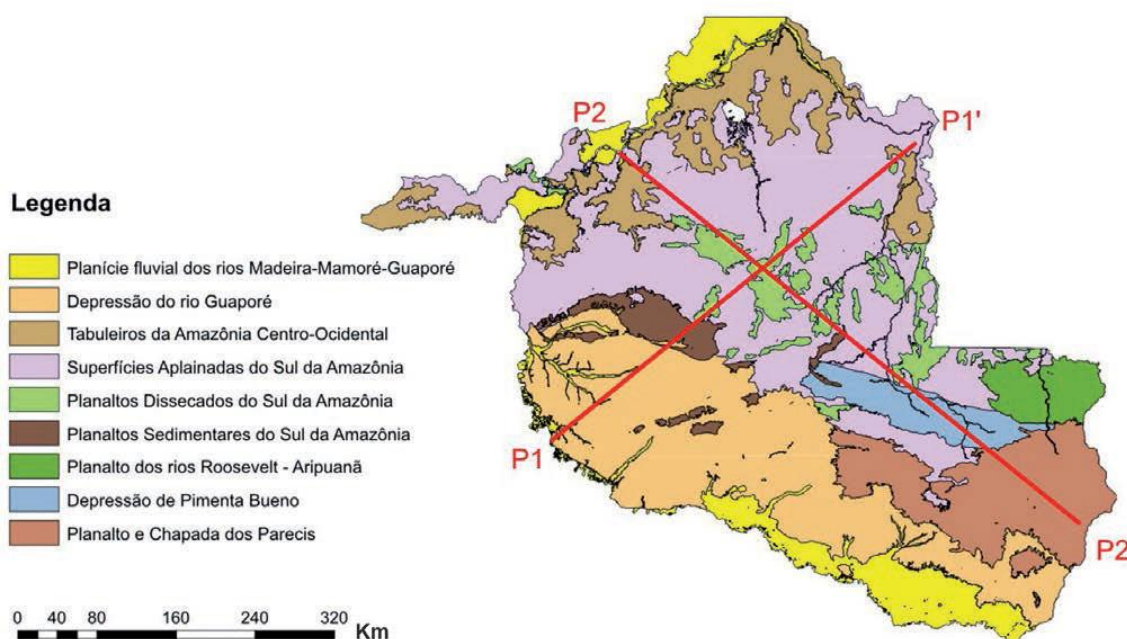


Figura 05 – Mapa geomorfológico do Estado de Rondônia (ADAMY, 2010).

Clima

Caracteriza-se por apresentar homogeneidade espacial e sazonal da temperatura média do ar, cuja média é 25,5°C. A região tem duas estações climáticas distintas. A primeira é um período chuvoso nos meses de outubro a abril com precipitação média mensal acima de 300 milímetros. E a segunda, um período

seco nos meses de junho a agosto com baixo índice pluviométrico (média mensal inferior a 200 mm). A média umidade relativa do ar é de 83,3% (IBGE, 1993; SEDAM, 2003).

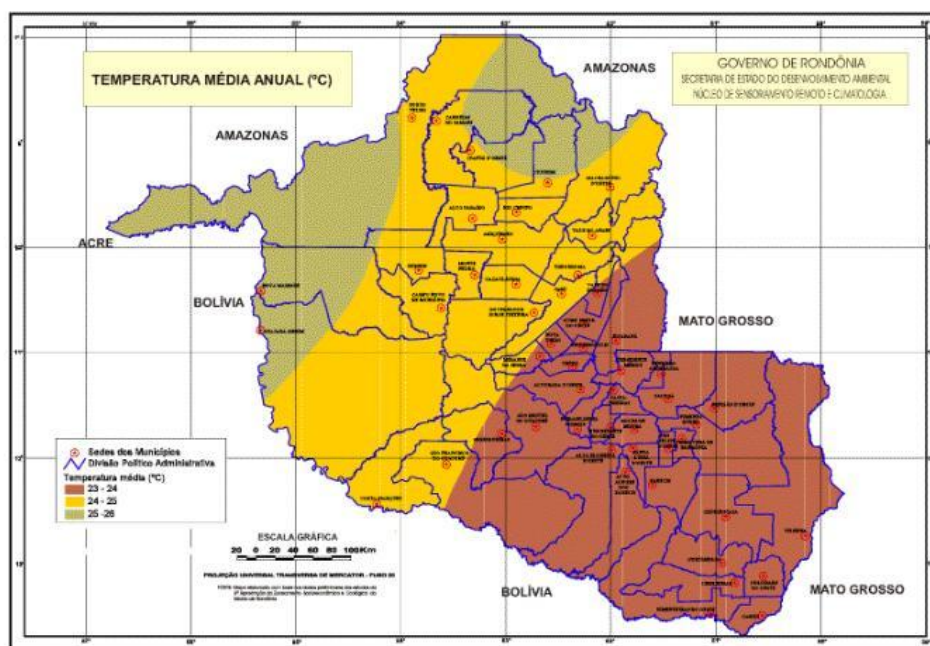


Figura 06 – Temperatura média anual (°C) do Estado de Rondônia (SEDAM, 2003).

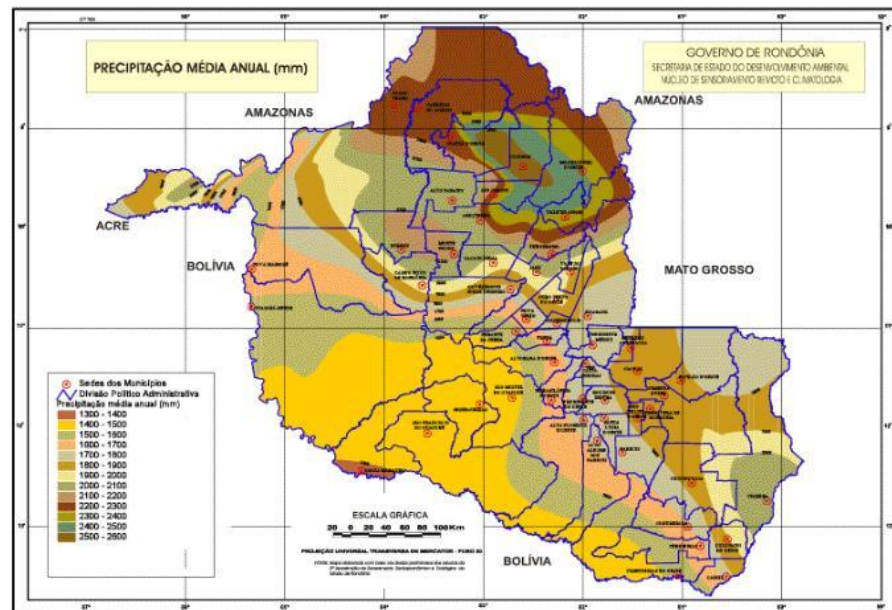


Figura 07 – Precipitação média anual (mm) do Estado de Rondônia (SEDAM, 2003).

Solo e vegetação

No estado de Rondônia os solos que predominam são o Argissolo e Latossolo, e enquanto na cobertura da bacia hidrográfica a floresta ombrófila e o cerrado cobrem a maior parte da bacia (TUCCI *et al*, 2007). Os solos das margens do Rio Madeira são Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos, Argissolos Vermelho-Amarelos distróficos e Plintossolos Háplicos distróficos (IBGE e EMBRAPA, 2001).

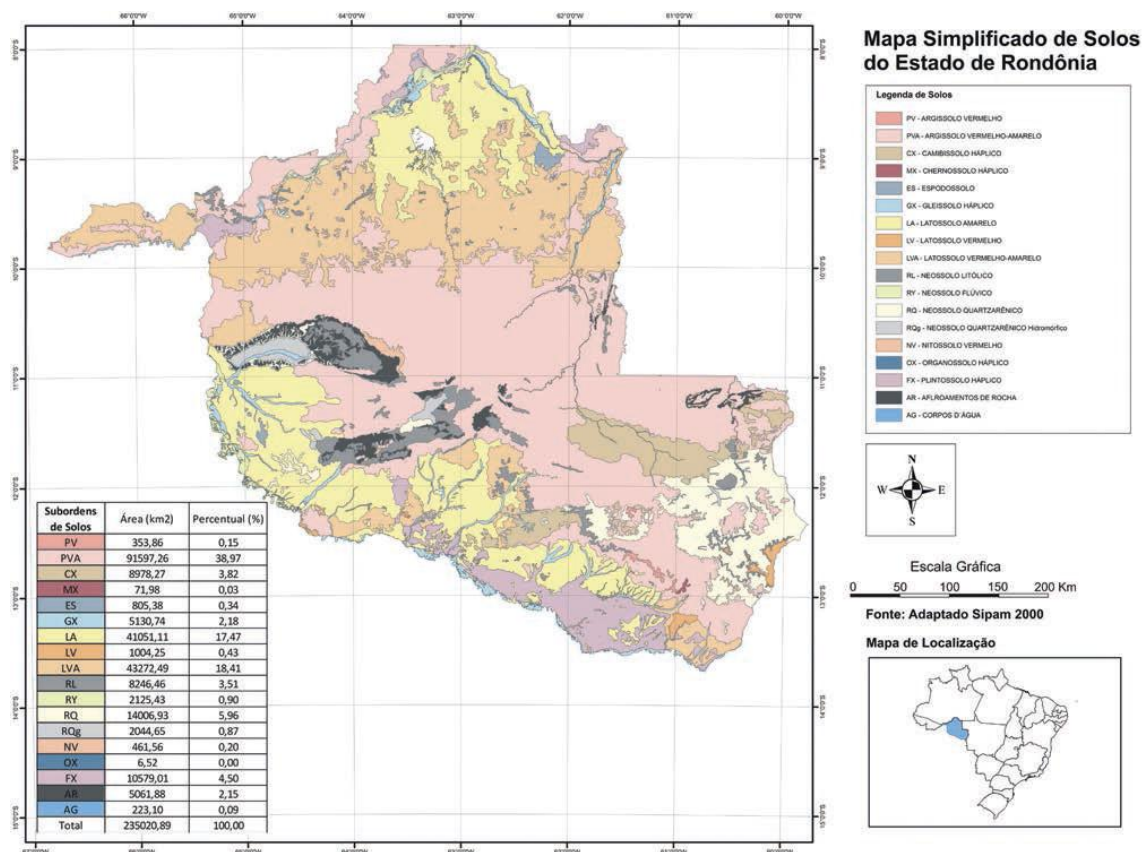


Figura 08 – Mapa simplificado de solos do Estado de Rondônia (ADAMY, 2010).

Hidrologia

É um rio retilíneo com áreas sinuosas e com ilhas. A água têm pH em torno de 7,2 (neutro) e transporta sedimentos ricos em Fe e SiO_2 (RAPP PY-DANIEL, 2007). O rio Madeira é um afluente da margem esquerda do rio Amazonas, sua origem é nos Andes (ADAMY, 2010).

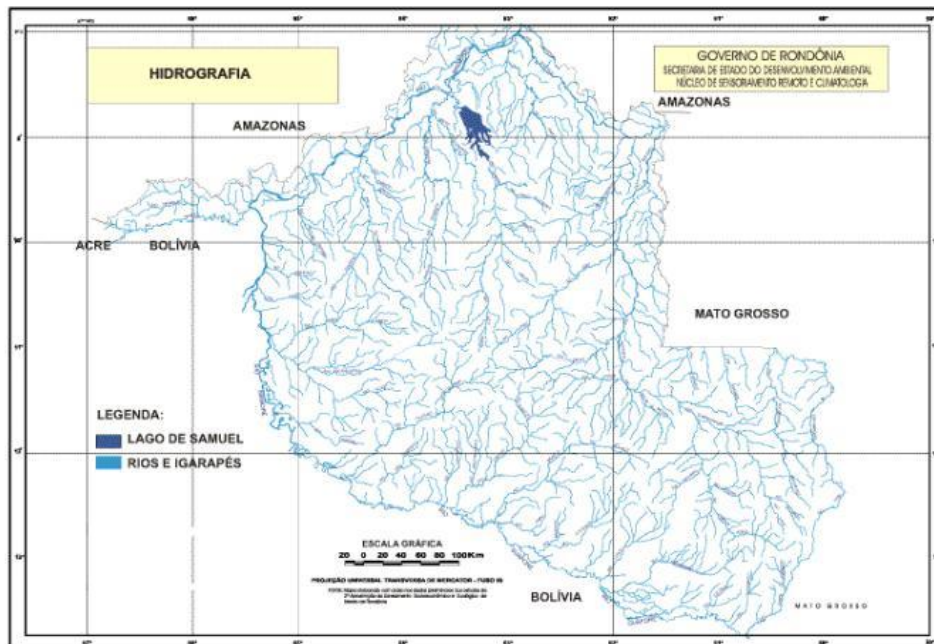


Figura 09 – Hidrografia do Estado de Rondônia (SEDAM, 2003).

2.1 - Referência

BEMERGUY, R. L.; COSTA, J. B. S.; HASUI, Y.; BORGES, M. S. & SOARES Jr., A. V. (2002). Structural Geomorphology of the Brazilian Amazon Region. In: KLEIN, E. L.; VASQUEZ, M. L. & ROSA-COSTA, L. T. (org.) Contribuições à Geologia da Amazônia, v.3, SBG/NO, Belém/PA, p. 245-257.

BRASIL. Plano Estratégico de Recursos Hídricos dos Afluentes da Margem Direita do Rio Amazonas. Agência Nacional de Águas. Brasília, DF, 2011.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). Complexo hidrelétrico do Rio Madeira. Geomorfologia. Setor Jirau. 80 p. Porto Velho, 2004.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). Disponível em <http://geobank.sa.cprm.gov.br/>. Acessado em 16/12/13.

CUNHA, S.B. 1998. Capítulo 6. Bacias Hidrográficas. p.229-265. In: CUNHA, S.B.; GUERRA, A.J.T. (orgs.). **GEOMORFOLOGIA DO BRASIL**. 4ª edição. 389p. Bertrand Brasil. Rio de Janeiro, RJ. 2006.

GALVÃO, R.C.F.; GOMES, J.P.O.; ALMEIDA, R.; BERNARDI, J.V.E. ;BASTOS, W.R.B.; DÓREA, J.G.; LANDIM, P.M.B. Estudo do mercúrio associado aos sólidos

em suspensão considerando a sazonalidade (cheia e seca) no alto Rio Madeira, Amazônia Ocidental. I Conferência Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais - PPG7 Subprograma de Ciência e Tecnologia – SPC&T - Fase II (Belém-novembro 2008).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Mapa da vegetação do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, MEFP, Brasília, DF. 1993

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE); EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Mapa de solos do Brasil. Escala 1: 5.000.000. Rio de Janeiro: IBGE, 2001. Mapa color.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE RONDÔNIA. Relatório de análise do conteúdo dos Estudos de Impacto Ambiental (EIA) e do Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) dos aproveitamentos hidrelétricos de Santo Antônio e Jirau, no Rio Madeira, Estado de Rondônia. Parte “A”.Rev.1. Cobrape. 2006.

RAPP PY-DANIEL, L. 2007. Capítulo 3. Caracterização da área amostrada. p.35-42. In: RAPP PY-DANIEL, L.; DEUS, C.P.; HENRIQUES, A.L.; PIMPÃO, D.M.; RIBEIRO, O.M. (orgs.). **Biodiversidade do Médio Madeira: Bases científicas para propostas de conservação**. INPA: Manaus, 244pp.

RIBEIRO NETO, A. SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA NA AMAZÔNIA: RIO MADEIRA. 2006. 178f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SEDAM. Secretária de Estado do Desenvolvimento Ambiental. Porto Velho. V.1. 144p. 2003.

SOUZA FILHO, P.W.M.; QUADROS, M.L.E.S.; SCANDOLARA, J.E.; SILVAFILHO, E.P. & REIS, M.R. & (1999). Compartimentação morfoestrutural eneotectônica do sistema fluvial Guaporé-Mamoré-Alto Madeira, Rondônia, Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**, 29(4), SBG, p. 469-476.

TUCCI, C.E.M. Análise dos estudos ambientais dos empreendimentos do Rio Madeira. 2007.

CAPÍTULO 3

Como dito no capítulo 2 aqui se apresenta a amostragem e análise das matrizes, e no capítulo seguinte serão mostrados as análises estatísticas comparando os períodos hidrológicos, as fases do empreendimento e a calha do rio Madeira e os seus tributários.

3 - Aquisição de dados

As amostras de sedimento, sólidos em suspensão, fitoplâncton, zooplâncton, invertebrados e água foram coletadas em transecto ao longo do rio nos períodos hidrológicos vazante, enchimento, cheia e seca, foram ao todo 18 campanhas realizadas para as matrizes: material particulado, sedimento, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados. E para a água 15 campanhas nos pontos citados na Figura 11.

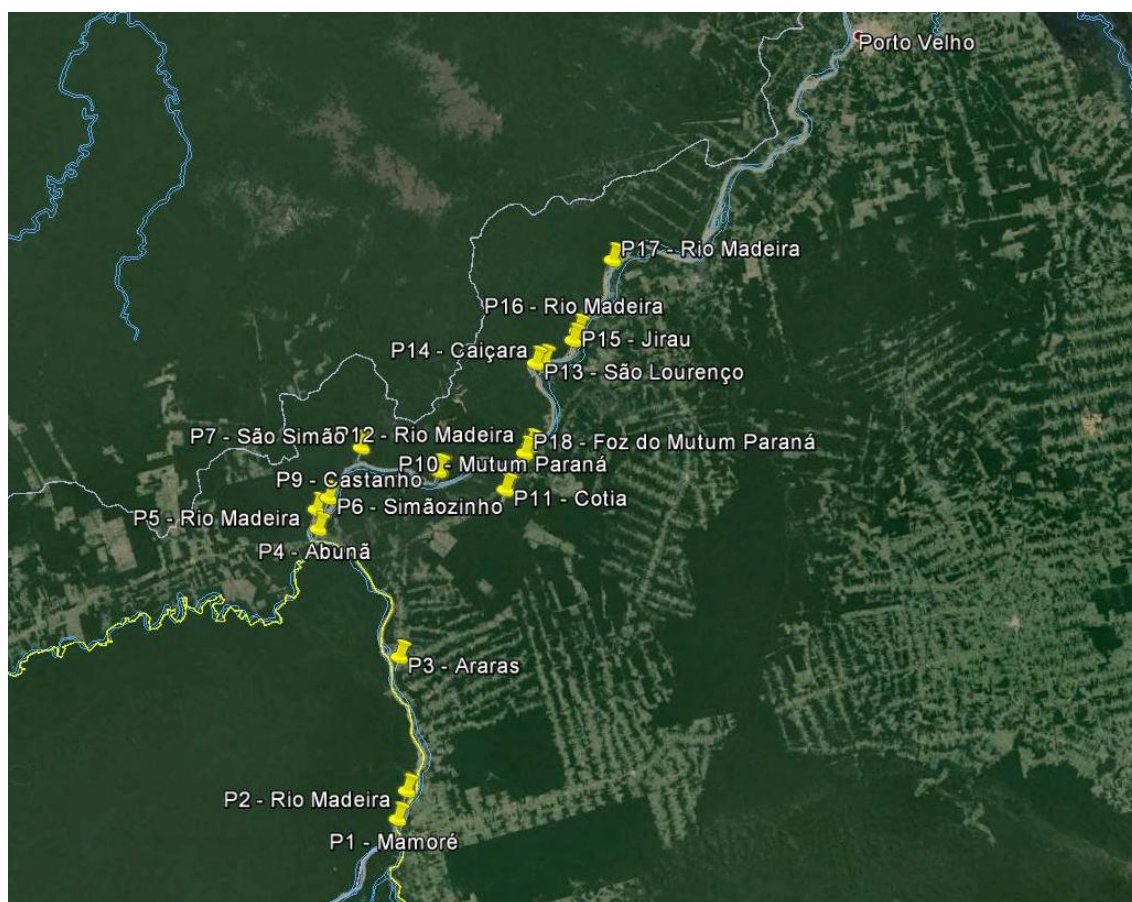


Figura 10 – Mapa contendo as coordenadas geográficas dos pontos de coleta

As datas das coletas de todas as matrizes abordadas estão disponíveis no Tabela 02.

Tabela 02 – Datas das campanhas de coletas da amostras

Campanha	Data
1	08/07 a 22/07/2010
2	06/10 a 22/10/2010
3	06/01 a 22/01/2011
4	11/04 a 02/05/2011
5	01/07 a 06/07/2011
6	04/10 a 15/10/2011
7	09/01 a 20/01/2012
8	02/04 a 15/04/2012
9	01/07 a 10/07/2012
10	20/10 a 28/10/2012
11	17/01 a 31/01/2013
12	01/04 a 15/04/2013
13	01/07 a 15/07/2013
14	01/08 a 15/08/2013
15	18/01 a 25/01/2014
16	09/05 a 16/05/2014
17	20/07 a 31/07/2014
18	13/01 a 25/01/2014

Para tanto foram analisadas 576 amostras da matriz água, material particulado, sedimento, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados nos quais foi medida a concentração de Hg total. Nas matrizes água, sedimento, fitoplâncton,

zooplâncton e invertebrados MeHg. Na matriz água, além de HgT, foram feitas MeHg, Hg reativo, pH, turbidez, condutividade e sólido suspenso.

As amostras de sedimento foram coletadas utilizando-se coletor pontual de sedimento (draga de Eckman), permitindo a coleta da camada superficial mais reativa do sedimento. Após coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno, mantidas resfriadas a 4°C até o momento de preparação e análise das amostras no laboratório. A concentração de mercúrio total (HgT) foi determinada pela técnica de geração de vapor de mercúrio a frio acoplada a espectroscopia de absorção atômica (CVAAS) - EPA 1631 adaptada. A determinação de metilmercúrio (MeHg) em amostras de sedimento foi feita segundo a metodologia descrita por BISINOTI *et al* (2007), envolvendo a digestão com solução de hidróxido de potássio em meio alcoólico, extração com ditizona-tolueno e quantificação por cromatografia gasosa.

As amostras de sólidos em suspensão foram obtidas a partir da água sub-superficial (cerca de 20 cm de profundidade) coletadas em frascos de polietileno de 5 litros e mantidas sob refrigeração. No laboratório a filtração foi realizada em fibra de vidro 0,45 µm (GF/C), previamente pesados, com objetivo de determinar a massa de material particulado retido nos filtros. Os filtros foram submetidos à extração química e o mercúrio total (HgT) quantificado pela técnica de espectrofotometria de fluorescência acoplada ao sistema de geração de vapor frio e pré-concentração em coluna de ouro (CVAAF) - EPA 1631 (adaptada).

As amostras de água foram coletadas em garrafas de polietileno tereftalato e condicionadas com solução de ácido nítrico (HNO₃ 65% ultra-puro, Merck), mantendo o pH da amostra inferior a 2,0 até o momento das análises de acordo com a orientação da EPA (*Environmental Protection Agency*). As amostras foram identificadas em campo e conservadas a 4 °C até o momento da análise. A determinação de mercúrio total (HgT) em água foi feita segundo o método EPA 1631 adaptado. A quantificação foi feita utilizando a técnica de espectrofotometria de fluorescência acoplada ao sistema de geração de vapor frio e pré-concentração em coluna de ouro (CVFAS) adicionando-se ao frasco extrator 100 mL de amostra previamente extraída pelas soluções de cloreto de bromo e solução de cloridrato de hidroxilamina, em frasco provido de válvula com quatro vias. A redução foi feita

usando 2 mL de solução de cloreto estanoso 10% (m/v) em HCl 10% (v/v). A amostra foi purgada com argônio a uma vazão de 400 mL min⁻¹ por 15 min. O gás efluente foi levado até uma coluna de quartzo contendo em seu interior areia recoberta por ouro, utilizada como coluna extratora, com posterior volatilização por aquecimento. O mercúrio elementar (Hg⁰) foi levado pelo gás de arraste (Ar) até a cela de detecção do equipamento de fluorescência. O mercúrio reativo (HgR) é um parâmetro definido operacionalmente que representa todas as espécies mercuriais passíveis de serem reduzidas a mercúrio elementar por solução de cloreto estanoso, enquanto o mercúrio total (HgT) representa todas as espécies mercuriais presentes na presença de água, envolvendo um etapa prévia de oxidação das espécies para Hg⁺² antes da quantificação. A fração de mercúrio orgânico (HgORG) representa todo o estoque de espécies orgânicas presentes na água, sendo o metilmercúrio a espécie predominante, portanto a fração Hg ORG é extraída com diclorometano antes da quantificação (BISINOTI *et al*, 2007).

Os parâmetros pH, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez e sólidos dissolvidos nos tributários e na calha do rio Madeira nas campanhas de campo foram disponibilizados pela interface com o Programa de Monitoramento Limnológico. As técnicas de análise de amostras de água para variáveis físicas, químicas e biológicas compreendem as descritas no “STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER” da AWWA (1998) 21 edição. Em campo, foram determinados os parâmetros, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), turbidez e temperatura da água com o auxílio de equipamentos portáteis e sonda multiparamétrica. Enquanto que para a determinação dos outros parâmetros, as amostras de água foram coletadas em frascos de polietileno ou vidro e devidamente preservadas até o momento da análise.

As coletas dos invertebrados aquáticos foram feitas utilizando-se redes de arraste de 250 µm para coleta na superfície da água. As amostras do substrato na superfície do sedimento foram feitas utilizando-se draga de Eckman e peneiradas para separar os animais do folhiço. As amostras foram identificadas em campo e conservadas a 4 °C até o momento da análise. As mesmas foram digeridas, seguindo a metodologia descrita por MALM *et al*. (1989) e o mercúrio total (HgT) quantificado pela técnica de espectrofotometria de fluorescência acoplada a sistema

de geração de vapor frio e pré-concentração em coluna de ouro (CVFAS) EPA 1631 (adaptada). A determinação de metilmercúrio (MeHg) foi feita segundo a metodologia descrita por BISINOTI *et al* (2007), envolvendo digestão, extração com ditizona-tolueno e quantificação por cromatografia gasosa.

As amostras de fitoplâncton foram coletadas utilizando rede com abertura de malha 15 µm, posteriormente lavadas com água ultrapura e centrifugadas para retirar os sólidos em suspensão que permaneceram aderidos às amostras. Foram filtrados 1 kL de água por amostra em rede de plâncton de 68 µm de abertura de malha, identificadas em campo e conservadas a 4 °C até o momento da análise. As amostras foram digeridas seguindo a metodologia de BASTOS *et al* (1998) e o mercúrio total (HgT) quantificado pela técnica de espectrofotometria de fluorescência acoplada a sistema de geração de vapor frio e pré-concentração em coluna de ouro (CVFAS) - EPA 1631 (adaptada). A determinação de metilmercúrio (MeHg) foi feita segundo a metodologia descrita por BISINOTI *et al* (2007) envolvendo digestão, extração com ditizona-tolueno e quantificação por cromatografia gasosa.

3.1 – Referências bibliográficas

BASTOS, W.R.; MALM, O.; PFEIFFER, W.C. & CLEARY, D. 1998. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon – Brazil. *Sci. Cult. J. Brazil*. 50: 255 – 260.

BISINOTI, M.C.; JARDIM, W.F.; BRITO JÚNIOR, J.L.; MALM, O.; GUIMARÃES, J.R. Um novo método para quantificar mercúrio orgânico (Hg_{orgânico}) empregando a espectrometria de fluorescência atômica do vapor frio. *Química Nova*, Vol. 29, No. 6, p. 1169-1174, 2006.

MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; BASTOS, W.R.; SOUZA, C.M.M. 1989. Utilização do acessório de geração de vapor frio para análise de mercúrio em investigações ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. *Ciência e Cultura*, 41 : 88-92.

CAPÍTULO 4

Como dito no capítulo 3 aqui se apresenta as comparações feitas por meio de análises estatísticas, e no capítulo seguinte serão mostrados o modelo predito de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica.

4 – Comparações envolvendo os compartimentos abióticos

4.1 – Comparação entre os períodos hidrológicos

O ciclo biogeoquímico do Hg tem variadas rotas (BISNINOTI & JARDIM, 2004), as vias de entrada dele no ambiente amazônico são 60% via atmosfera e 40% diretamente dos corpos d'água (PFFEIFER & LACERDA, 1988). O rio Madeira controla a hidrologia do estado de Rondônia (SEDAM, 2003). O Rio Madeira é formado pelos rios Beni e Mamoré, os quais exercem influência nos períodos hidrológicos (GUYOT *et al*, 1989). O rio Madeira possui períodos hidrológicos bem definidos (FURNAS, 2005).

Os aspectos dinâmicos do Rio Madeira o caracterizam por intensos gradientes que podem ser de natureza hidrológica, tectônica e/ou geomorfológica, hidráulica e de transporte de sedimentos (BERNARDI *et al*, 2009).

4.2 – Comparação entre as fases do empreendimento

Os reservatórios tendem a acumular substâncias químicas advindas da bacia de drenagem (LIMA *et al*, 2005), modificando os ecossistemas naturais (TUNDISI, 1987). A transformação do ambiente lótico do rio Madeira em um ambiente lêntico que será o reservatório, poderá causar alterações na flutuação sazonal do nível da água (SWITKENS & BONILHA, 2008; MACHADO, 2011).

A construção de hidrelétricas possui 3 fases distintas: rio, enchimento e operativa, nas matrizes material particulado e sedimento.

4.3 – Comparação entre a calha do Rio Madeira e os seus afluentes

Os rios da Amazônia recebem classificação de acordo com o tipo de suas águas, as quais são clara, branca e preta (SIOLI, 1950; FURCH *et al*, 1982). Os afluentes do rio Madeira que foram amostrados nesse estudo são Castanho, Mutum-

Paraná, São Lourenço, São Simão e Abunã (ANEEL, 2000). Esses afluentes possuem diferentes tipos de água (SEDAM, 2003).

Os rios de água branca são abundantes em matérias em suspensão, apresentam pH próximo ao neutro. O Madeira é um rio de água branca de proveniência Andina, região de topografia íngreme e rochas sedimentares (GOMES *et al*, 2006; QUEIROZ *et al*, 2011). Os rios de água negra e clara são formados na Bacia Amazônica, onde os solos são fortemente intemperizados e os afloramentos de rocha dominantes estão praticamente ausentes. As águas têm pH ácido, muito baixo teor de sólidos em suspensão e baixa concentração de elementos dissolvidos (JUNK & FURCH, 1980; JUNK & FURCH, 1985). Os sólidos em suspensão tem grande importância como carreador de metais em ambientes aquáticos (MILLER, 1997).

Este capítulo tem como objetivo:

- 1 - Comparar a concentração de Hg na calha do Rio Madeira e nos afluentes nas matrizes: sólidos em suspensão e sedimento;
- 2 - Comparar a concentração de Hg nas fases do empreendimento: rio, enchimento, operativa, nas matrizes: sólidos em suspensão e sedimento;
- 3 - Comparar a concentração de Hg nos períodos hidrológicos: seca, enchente, cheia e vazante, nas matrizes: sólidos em suspensão e sedimento.

4.1 - Métodos

O teste de normalidade Kolgomorov-Sminorv, no qual foram testadas duas hipóteses H_0 (Os dados seguem uma distribuição normal) e H_1 (Os dados não seguem uma distribuição normal). Depois todas as campanhas foram reunidas em uma única tabela, da qual foi realizado o teste de normalidade. Este teste indicou distribuição não-paramétrica dos dados.

Caso fosse admitida a hipótese H_0 seria utilizado MANOVA, caso fosse admitida a hipótese H_1 seria utilizado Kruskal-Wallis. Após a realização do teste de normalidade a hipótese H_1 foi admitida, e com isso utilizou-se Kruskal-Wallis. Pois se deseja definir se as amostras de dois ou mais grupos surgem de populações com médias iguais, ou seja, saber se as médias de grupos diferem significativamente.

Este teste estatístico foi utilizado para comparar os períodos hidrológicos e as fases do empreendimento.

A hipótese da distribuição não-paramétrica foi admitida, portanto para comparar a calha do rio Madeira e os seus tributários foi utilizado o teste Mann Whitney.

4.2 - Resultados

4.2.1 Sedimento

As tabelas 04 a 13 apresentam as siglas pKW_{ph} (p do Kruskal-Wallis para comparar os períodos hidrológicos), pKW_{fe} (p do Kruskal-Wallis para comparar os períodos hidrológicos), pMW (p do Mann Whitney para comparar a calha do rio Madeira e seus afluentes).

A tabela 03 mostra a estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da cheia do sedimento:

Tabela 03 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da cheia da matriz sedimento

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW_{ph}	pKW_{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg⁻¹	77,43	361,86	5,83	0,0000	0,0000	0,032119
MeHg/ ug Kg⁻¹	0,21	3,00	0,02	0,0000	0,0000	0,000000

N= 30 de cada campanha

A tabela 04 mostra a estatística descritiva e o tratamento estatístico das campanhas feitas no período da enchente do sedimento.

Tabela 04 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da enchente da matriz sedimento

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW _{ph}	pKW _{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg⁻¹	67,72	264,28	9,72	0,0000	0,0000	0,000000
MeHg/ ug Kg⁻¹	0,20	2,43	0,01	0,0000	0,0000	0,000000
N= 30 de cada campanha						

A tabela 05 mostra a estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da seca do sedimento:

Tabela 05 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da seca da matriz sedimento

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW _{ph}	pKW _{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg⁻¹	48,28	236,55	8,30	0,0000	0,0000	0,000013
MeHg/ ug Kg⁻¹	0,14	1,94	0,02	0,0000	0,0000	0,000000
N= 30 de cada campanha						

A tabela 06 mostra a estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da vazante do sedimento:

Tabela 06 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da vazante da matriz sedimento

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW _{ph}	pKW _{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg⁻¹	59,48	243,65	6,74	0,0000	0,0000	0,000054
MeHg/ ug Kg⁻¹	0,18	1,65	0,02	0,0001	0,0001	0,000000
N= 30 de cada campanha						

A tabela 07 mostra o resultado da estatística descritiva e os tratamentos estatísticos de todas as campanhas juntas do sedimento.

Tabela 07 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos de todas as campanhas juntas da matriz sedimento

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW _{ph}	pKW _{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg⁻¹	59,68	361,86	5,83	0,0017	0,0000	0,000000
MeHg/ ug Kg⁻¹	0,18	3,00	0,10	0,0199	0,0000	0,000000
N= 30 de cada campanha						

4.2.2 Sólidos em suspensão

A tabela 08 mostra a estatística descritiva das campanhas feitas no período da cheia dos sólidos em suspensão:

Tabela 08 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da cheia da matriz sólidos em suspensão

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW _{ph}	pKW _{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg⁻¹	152,17	738,85	1,02	0,0000	0,0000	0,000000
N= 30 de cada campanha						

A tabela 09 mostra a estatística descritiva das campanhas feitas no período da enchente dos sólidos em suspensão:

Tabela 09 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da enchente da matriz sólidos em suspensão

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW _{ph}	pKW _{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg⁻¹	138,74	635,96	1,02	0,0000	0,0000	0,000000
N= 30 de cada campanha						

A tabela 10 mostra a estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da seca dos sólidos em suspensão:

Tabela 10 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da seca da matriz sólidos em suspensão

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW _{ph}	pKW _{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg⁻¹	110,06	688,89	14,98	0,0021	0,0003	0,000308
N= 30 de cada campanha						

A tabela 11 mostra a estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da vazante dos sólidos em suspensão:

Tabela 11 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das campanhas feitas no período da vazante da matriz sólidos em suspensão

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW _{ph}	pKW _{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg⁻¹	122,58	480,36	5,27	0,0000	0,0000	0,000000
N= 30 de campanha						

A tabela 12 mostra o resultado da estatística descritiva e os tratamentos estatísticos de todas as campanhas juntas dos sólidos em suspensão:

Tabela 12 - Estatística descritiva e os tratamentos estatísticos de todas as campanhas juntas dos sólidos em suspensão

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW _{ph}	pKW _{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg⁻¹	152,75	738,85	0,89	0,0030	0,0000	0,000000
N= 30 de cada campanha						

A comparação da média da concentração de Hg nos períodos hidrológicos nas matrizes sólidos em suspensão e sedimento (figura 11).

A comparação das médias da concentração de Hg nas matrizes sedimento e sólidos em suspensão nas fases de construção do empreendimento (figura 12).

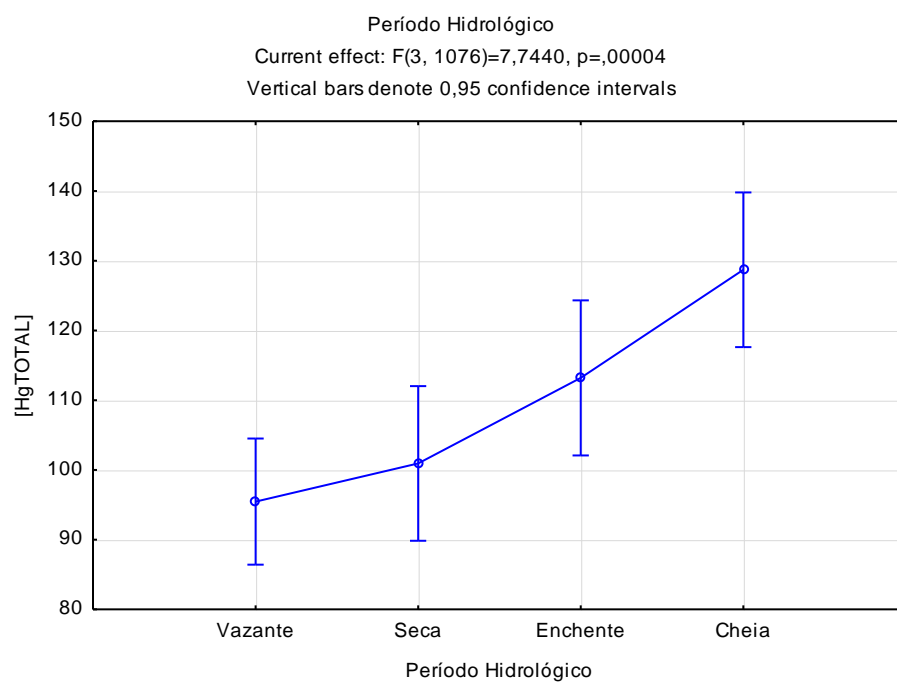


Figura 11 – Concentrações de Hg nos períodos hidrológicos nas matrizes sólidos em suspensão e sedimento

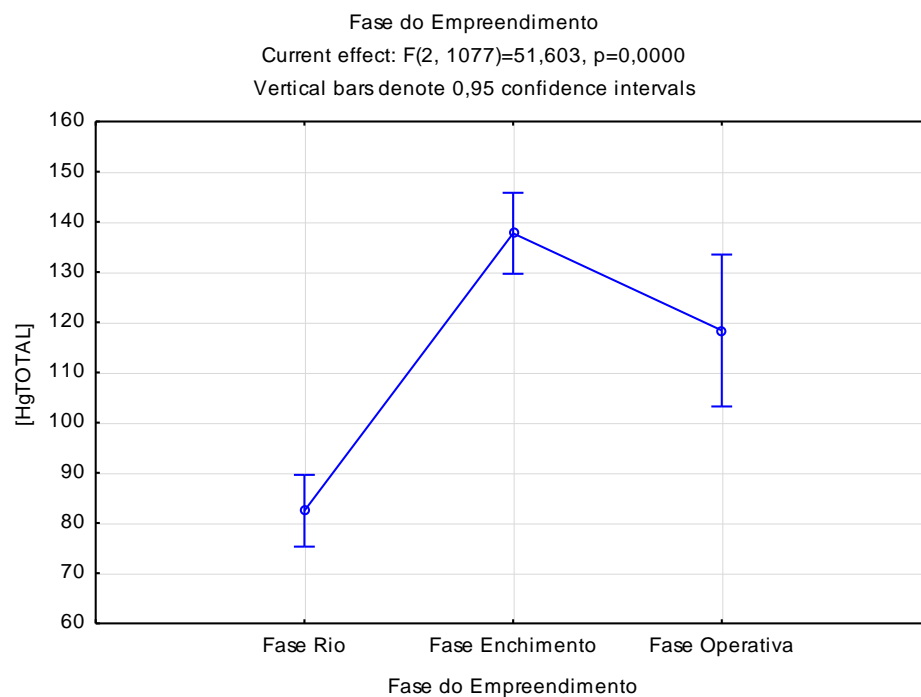


Figura 12 - Comparação das médias da concentração de Hg nas matrizes sedimento e sólidos em suspensão nas fases de construção do empreendimento.

6.2.3 Água

A tabela 13 mostra a estatística descritiva das campanhas feitas no período da cheia e a tabela 14 mostra a estatística descritiva das campanhas feitas no período da enchente.

Tabela 13 - Estatística descritiva da concentração de Hg e parâmetros físico-químicos das campanhas feitas no período da cheia da matriz água

Variável	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
Hg Total/ ng L ⁻¹	0,02254	0,02094	0,04983	0,00167	0,01423
OrgHg/ ng L ⁻¹	0,00030	0,00030	0,00030	0,00030	0,00
Hg reativo/ ng L ⁻¹	0,01267	0,00804	0,03656	0,00030	0,01137
pH	5,86	6,05	8,00	3,79	0,92
Turbidez	170,19	31,35	810,00	3,01	226,11
Condutividade	33,50	17,35	90,00	5,00	26,63
Sólido suspenso	146,82	22,00	654,00	1,00	207,06

N= 30 de cada campanha

Tabela 14 - Estatística descritiva da concentração de Hg e parâmetros físico-químicos das campanhas feitas no período da enchente da matriz água

Variável	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
Hg Total/ ng L ⁻¹	0,02150	0,01913	0,07072	0,00089	0,01439
OrgHg/ ng L ⁻¹	0,00030	0,00030	0,00030	0,00030	0,00
Hg reativo/ ng L ⁻¹	0,01169	0,00829	0,03722	0,00015	0,01097
pH	6,12	6,02	7,70	5,02	0,70
Turbidez	219,99	47,20	1.368,00	3,72	346,14
Condutividade	34,59	12,00	121,00	2,00	33,60
Sólido suspenso	180,89	30,50	1.369,00	1,00	266,57

N= 30 de cada campanha

A tabela 15 mostra a estatística descritiva das campanhas feitas no período da seca:

Tabela 15 - Estatística descritiva da concentração de Hg e parâmetros físico-químicos das campanhas feitas no período da seca da matriz água

Variável	<u>Média</u>	Mediana	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
Hg Total/ ng L⁻¹	0,01927	0,01799	0,04031	0,00132	0,00982
OrgHg / ng L⁻¹	0,00035	0,00030	0,00212	0,00030	0,00025
Hg reativo/ ng L⁻¹	0,01176	0,00941	0,04335	0,00030	0,00888
pH	6,76	6,85	8,30	4,90	0,86
Turbidez	106,86	37,30	505,00	4,20	121,29
Condutividade	66,37	27,00	246,00	5,00	64,87
Sólido suspenso	62,05	22,00	266,00	3,00	68,54
N= 30 de cada campanha					

A tabela 17 mostra a estatística descritiva das campanhas feitas no período da vazante:

Tabela 16 - Estatística descritiva da concentração de Hg e parâmetros físico-químicos das campanhas feitas no período da vazante da matriz água

Variável	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
Hg Total/ ng L⁻¹	0,02250	0,02186	0,12501	0,00102	0,01654
OrgHg / ng L⁻¹	0,00045	0,00030	6,91	0,00030	0,00070
Hg reativo/ ng L⁻¹	0,01187	0,00982	0,04381	0,00030	0,00989
pH	6,37	6,42	7,95	3,57	0,88
Turbidez	94,53	33,30	566,00	2,58	114,16
Condutividade	50,89	15,00	170,10	2,00	50,19
Sólido suspenso	78,72	23,00	834,00	1,40	126,09
N= 30 de cada campanha					

A tabela 17 mostra o resultado da estatística descritiva de todas as campanhas juntas:

Tabela 17 - Estatística descritiva da concentração de Hg e parâmetros físico-químicos das campanhas em todos os períodos juntos da matriz água

Variável	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
Hg Total/ ng L⁻¹	0,00002155	0,01988	0,12501	0,00089	0,01429
OrgHg / ng L⁻¹	0,00036	0,00030	0,00691	0,00030	0,00043
Hg reativo/ ng L⁻¹	0,01197	0,00905	0,04381	0,00015	0,01025
pH	6,27	6,30	8,30	3,57	0,89
Turbidez	141,49	37,05	1.368,00	2,58	218,65
Condutividade	45,61	15,00	246,00	2,00	46,80
Sólido suspenso	113,38	24,00	1.369,300	1,00	183,84

N= 30 de cada campanha

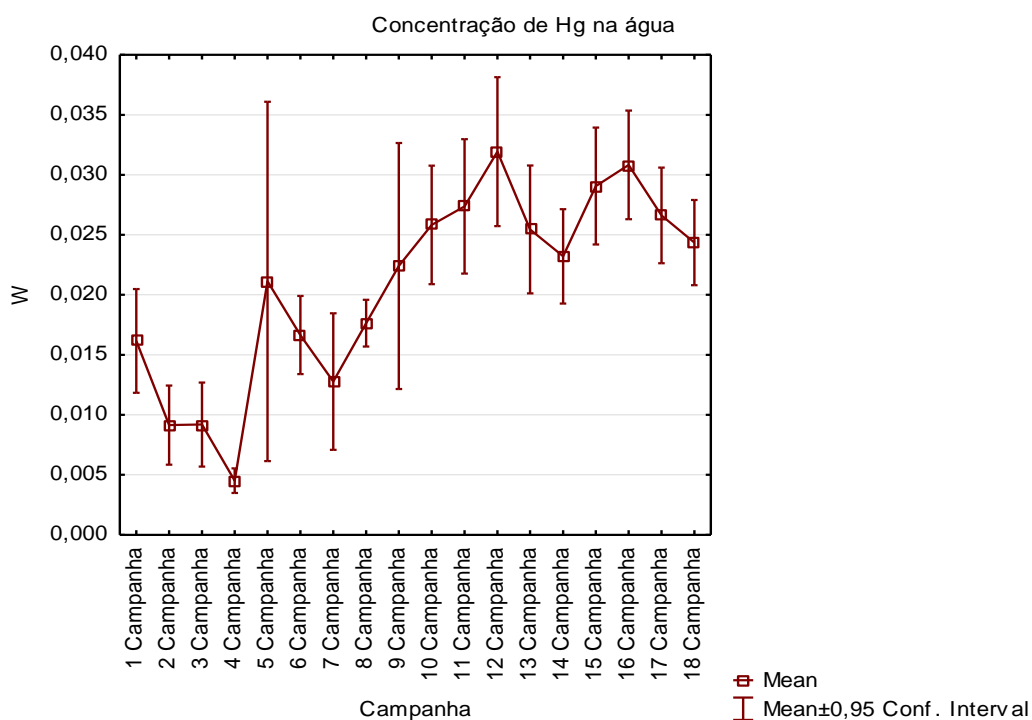


Figura 13 – Concentrações de Hg na água nas campanhas

6.2.4 Matrizes combinadas

A tabela 18 mostra o resultado da estatística descritiva e os tratamentos estatísticos das matrizes água, sedimento e sólidos em suspensão:

Tabela 18 - Estatística descritiva das matrizes e os tratamentos estatísticos das matrizes água, sedimento e material particulado

Variável	Mediana	Máximo	Mínimo	pKW _{ph}	pKW _{fe}	pMW
Hg Total/ ug Kg ⁻¹	45,75	738,85	0,89	0,0276	0,000	0,008491

N= 30 de cada campanha

A estatística descritiva das campanhas do período da cheia da matriz sedimento demonstram um crescimento na média, mediana, máximo, mínimo e desvio padrão no Hg total conforme as campanhas foram feitas, contudo as campanhas feitas na fase operativa demonstram pequena queda na [Hg]; no período da enchente demonstram um crescimento na mediana e média do Hg total conforme as campanhas foram feitas, o que não ocorre nos máximos, mínimos e desvios padrão; no período da seca demonstra um crescimento nas médias, medianas, mínimos do Hg total conforme as campanhas foram feitas, o que não ocorre com máximos e desvios padrão; no período da vazante demonstra um crescimento nos mínimos do Hg total conforme as campanhas foram sendo feitas, contudo nas demais dados estatísticos apresenta uma não linearidade. O MeHg no períodos da cheia, enchente e vazante todos os dados estatísticos apresentam não linearidade. Contudo no período da seca ocorre um crescimento nas médias e mínimos do MeHg, o que não acontece com as medianas, máximos e desvios padrão.

A análise estatística descritiva no período da cheia na matriz sólidos em suspensão demonstra um crescimento nas médias, medianas, máximos, mínimos. Porém o desvio padrão não apresenta crescimento linear; no período da enchente e seca não apresenta crescimento linear em nenhum dos dados estatísticos; no período da vazante demonstra um crescimento a cada campanha das médias, medianas, máximos. Porém não apresenta crescimento linear nos mínimos e nos desvios padrão.

A comparação dos períodos hidrológicos para a matriz sedimento demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas entre cada campanha nos períodos hidrológicos, quando se juntou todas as campanhas demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas do Hg Total, contudo demonstrou igualdade significativa do MeHg. E para a matriz sólidos em suspensão demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas entre cada campanha nos períodos hidrológicos, quando se juntou todas as campanhas demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas de todas as campanhas realizadas. O teste de hipóteses utilizado foi Kruskal-Wallis.

A comparação das fases de construção do empreendimento para a matriz sedimento demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas entre cada campanha em todos os períodos hidrológicos, para tanto foi utilizado o Kruskal-Wallis. Quando se juntou todas as campanhas demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas de todas as campanhas realizadas. Para a matriz sólidos em suspensão demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas entre cada campanha nos períodos hidrológicos, quando se juntou todas as campanhas demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas de todas as campanhas realizadas. O teste de hipóteses utilizado foi Kruskal-Wallis

A comparação entre a calha do rio Madeira para a matriz sedimento com os seus afluentes demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas entre cada campanha nos períodos hidrológicos, quando se juntou demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas de todas as campanhas realizadas nos períodos hidrológicos. Para a matriz sólidos em suspensão demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas entre cada campanha nos períodos hidrológicos, quando se juntou demonstrou que existe desigualdade significativa na comparação das medianas de todas as campanhas juntas nos períodos hidrológicos. O teste de hipóteses utilizado foi Mann Whitney.

4.3 – Discussão

4.3.1 – Comparação entre os períodos hidrológicos

A diferença nas concentrações de Hg total e MeHg nos períodos hidrológicos nas matrizes sedimento e sólidos em suspensão (tabelas 4 a 13, coluna 4; figura 12) se deve as características do Rio Madeira quanto a sua composição são diversas entre os períodos de cheia e seca, provavelmente induzido pelo Rio Beni seu principal formador (BERNARDI *et al*, 2009). O rio Madeira é a composição dos rios: Beni (período da cheia) e Mamoré (período da seca), pois se comporta similarmente a cada um deles em determinada época do ano. O rio Beni é caracterizado por águas barrenta, por conta da grande carga de sedimentos provenientes da cadeia dos Andes, e seu regime de fluxo turbulento é resultado das descargas líquidas advindas de suas cabeceiras no período chuvoso. O rio Mamoré tem como característica águas esverdeadas ou claras, com baixa carga de Ferro (Fe), matéria orgânica e sedimento (DANTAS & ADAMY, 2004). O pH aumenta devido ao aumento na quantidade de matéria orgânica (ácidos húmicos e fúlvicos) e a condutividade aumenta devido ao aumento de sólidos em suspensão (LYONS & BIRD, 1995; GOMES, 2005; BELEM, 2013). O aumento da concentração de sólidos em suspensão está relacionado aos regimes pluviométricos (GALVÃO *et al*, 2009). Assim demonstrando a influência dos períodos hidrológicos nas variações geoquímicas do rio Madeira.

Os rios originados nos Andes são considerados as raízes dos períodos hidrológicos (BOURGES *et al*, 1987; BOURGES, 1988). Isso ocorre devido ao degelo dos Andes e o regime de chuvas da região. As regiões: Andina e Sub-Andina fornecem cerca de 90% do sedimento da bacia amazônica (MEADE *et al*, 1985). Esse sedimento transporta o mercúrio (WINDMOLLER, 2007).

A dinâmica sazonal de cheia e seca e o respectivo transporte dos sólidos têm grande importância para compreender o funcionamento físico-químico das águas Rio Madeira (BERNARDI *et al*, 2009). Essa variação na sua composição se deve a variação do transporte de sólidos em suspensão, uma diferença aproximada de 10 vezes, como medido em outros estudos como MARTINELLI *et al* (1989), MORTATTI *et al* (1989) e LATRUBESSE *et al* (2005). O rio Madeira transporta na seca 57×10^6 e na cheia 552×10^6 por ano (GUYOT *et al*, 1999; AALTO *et al*, 2003). A dinâmica

dos sólidos em suspensão é de suma importância no entendimento dos processos: ecológico, ambiental e geoquímico do rio (SIOLI, 1967). O que explica as diferenças de concentração encontradas nas matrizes sedimento e material particulado.

Estas variações são parcialmente esclarecidas pelo regime de vazões do período hidrológico cuja dinâmica é iniciada com o degelo das geleiras nos contrafortes andinos da Bolívia e Peru e pelo efeito da geomorfologia da área de estudo, condicionada por uma variabilidade altimétrica das nascentes do Rio Beni (Bolívia) nos Andes a formação do Rio Madeira no Brasil de 6.500 m para 120 m (ROCHE *et al*, 1989; GUYOT *et al*, 1999). A diferença de altitude contribui para a dinâmica dos sólidos em suspensão na bacia. Os afluentes do Madeira exercem pequena contribuição nos períodos hidrológicos (BERNARDI *et al*, 2009). A geologia e a geomorfologia da região explicam a dinâmica dos sólidos em suspensão na bacia do Madeira.

Os pulsos de inundação estabelecem relações entre o ecossistema aquático e o terrestre (JUNK, 1985). Esses pulsos modificam o equilíbrio químico dos elementos e composto químicos do solo, assim também alterando padrões biológicos, físicos e químicos influenciando nos processos de sorção (OLIVIE-LAUQUET *et al*, 2001; LIMA *et al*, 2005). Assim agindo como receptor e emissor de Hg para o ambiente aquático (ALMEIDA *et al*, 2005; BASTOS *et al*, 2009). Os pulsos de inundação modificam condições ambientais diversas, estabelecendo ligações entre as partes aquáticas e terrestres com processos bióticos de produção de matéria orgânica e decomposição, deposição de sedimentos (JUNK, 1997; JUNK, 2005). A erosão causada por pulsos de inundação fornecem Hg aos ambientes aquáticos (ROULET *et al*, 1999).

O estudo de GALVÃO *et al* (2008) aponta que os valores das concentrações de Hg se devem aos vulcanismos e lixiviamento do solo. A variação nas concentrações de sólidos em suspensão, da condutividade e do pH. Em consequência dessa variação do pH, da condutividade e dos sólidos em suspensão ocorre variabilidade hidroquímica. A variação sazonal da composição físico-química do rio Madeira é apontada em estudos anteriores (PESSENDA *et al*, 1986; LYONS & BIRD, 1995; EIA, 2005; LEITE *et al*, 2011).

4.3.2 – Comparação entre as fases do empreendimento

A diferença nas concentrações de Hg total e MeHg nas matrizes sedimento e material particulado (tabelas 4 a 13, coluna 5) se deve uma parte significativa do aporte do ecossistema aquático por Hg é causada pela erosão dos solos (FARELLA *et al*, 2006). A erosão do solo é agravada pela construção do empreendimento, visto que desmatou-se a área de inundação da usina, o que deixou o solo exposto (ROULET & LUCOTTE, 1995; RIBEIRO *et al*, 1999; MIRETZKY *et al*, 2005).

A acumulação de mercúrio fez aumentar a concentração da fase de enchimento em relação à fase rio, conforme mostrado na figura 14 (LIMA *et al*, 2005). A construção da barragem tornou o ambiente lótico em lêntico (SWITKENS & BONILHA, 2008; MACHADO, 2011). O que modifica o transporte de sedimentos pelos rios para os oceanos em grande escala, assim alongou consideravelmente o tempo de retenção dos ecossistemas continentais (VÖRİSMARTY *et al*, 1997).

A diluição do mercúrio ao longo do tempo explica a diminuição da concentração da fase operativa em relação à fase enchimento (figura 13). Essa diluição se deve aos pulsos de inundação (LIMA *et al*, 2005; JUNK, 2005), demonstrada pela cheia histórica do rio Madeira em 2014 (GAMBETTI, 2014).

Outro fato de contaminação dos corpos d'água atividade de lixiviação do solo a partir de condições físico-químicas locais, podendo vir a sofrer processos de metilação (BASTOS *et al*, 1998). O material particulado rico em Hg^{2+} é transportado para o sedimento, onde o metal pode ser metilado por bactérias sulfato-redutoras. E em reação reversa à metilação, as bactérias presentes no sedimento podem também desmetilar o metilmercúrio. O balanço das reações de metilação e desmetilação determinará se um ambiente atua como fonte ou sumidouro de metilmercúrio. O processo de metilação ocorre preferencialmente de oxi-anóxico interface em sedimento superficial, terra úmida, raízes de macrófitas flutuantes, lago com camadas hipolimnéticas e perifíton (CLECKNER *et al*, 1999; GUIMARÃES *et al*, 1999; RUDD, 1995).

Os estudos anteriores no rio Madeira apontaram estes intervalos de concentração de mercúrio total em $\mu\text{g kg}^{-1}$, como mostrado na tabela 18.

Tabela 18 – Concentração de Hg em $\mu\text{g kg}^{-1}$ em estudos anteriores no Rio Madeira.

Max-Min	Trabalhos
30 – 350	MALM <i>et al</i> (1998)
20 – 530	SOUSA <i>et al</i> (2000)
30 - 120	BASTOS <i>et al</i> (2006)

A resolução 344/2004 do CONAMA fala que as concentrações de Hg no nível 1 deve ser 0,17 mg/kg e o nível 2 0,486 mg/kg e as medidas realizadas estão abaixo deste limite estabelecido pela legislação brasileira, sendo algumas amostras classificadas como nível 1 e outras como nível 2. No ponto 5 que corresponde a Abunã tem vazão entre 212,55 kg e 2.513,73 kg considerando a vazão média em 24,7 m³/s (ANA, 2010). A estatística descritiva que as concentração de mercúrio nas matrizes analisadas em ordem crescente são: água, sedimento e material particulado. A concentração de material particulado chega a ser 2,5 na estação da cheia de maior que a de sedimento e cerca de 12.000 vezes na cheia maior que a de água. Já a concentração de sedimento chega ser 4.000 vezes maior que a da água na enchente. Os valores citados foram calculados a partir de concentrações em ppb.

A resolução 357 do CONAMA estabelece que na classe 1 para águas doce a concentração de Hg é de 0,0002 mg / L, e todas as amostras se enquadram nesta concentração. A média do pH das amostras está de acordo com as classes estabelecidas por essa resolução, além da média estar próxima do estudos realizados por PESSENDA *et al* (1986), MARTINS & SANTOS (2007), LIMA (2007), SOUZA (2008) e BERNARDI *et al* (2009), o que é considerado satisfatório. O estudo de BERNARDI *et al* (2009) demonstra a influência do pH, da condutividade e dos sólidos em suspensão na variabilidade total da hidroquímica.

4.3.3 – Comparação entre a calha do rio Madeira e os seus afluentes

A diferença na concentração de Hg total e MeHg nas matrizes material particulado e sedimento (tabela 04 a 13, coluna 6) se deve ao fato de a água fluir em diferentes tipos de relevo, litologia, clima e vegetação determinam características hidrológicas e hidroquímicas diferentes (ROCHE *et al*, 1991). Algo demonstrado pela origem dos rios, sendo Beni, Mamoré e Madre de Dios de origem andina, e os demais tem origem na bacia sedimentar amazônica. Pelo tipo de água diferente que corre neles, o Guaporé é um rio de água clara (PAULA, 1990), Caiçara e Abunã, o Madeira é um rio de água branca (SEDAM, 2003) e os rios Castanho e Mutum são de água escura. A origem dos rios exerce influência na geoquímica da água devido à rocha presente no curso do rio (STALLARD & EDMOND, 1983; STALLARD & EDMOND, 1987). Os diferentes terrenos drenados contribuem com diferentes elementos carregados para as águas (LATRUBESSE *et al*, 2005). Dessa forma demonstrando a importância da origem e dos caminhos percorridos pelos cursos d'água na hidrogeoquímica.

A classificação das águas amazônicas em branca, preta e clara baseia-se principalmente nas características óticas, associadas aos aspectos químicos e a sua região. Os fatores principalmente considerados são teor de material orgânico dissolvido, teor de sólidos em suspensão e sedimentos carregados (SIOLI, 1950) apud MARTINELLI (1986). O estudo de LACERDA *et al* (1990) demonstra diferença nas concentrações de matéria orgânica e no pH, o que corrobora com a ideia de diferentes tipo de água. Os sólidos em suspensão são um meio transporte de elementos-traço (GALVÃO *et al*, 2007), contribuindo na composição físico-química da água (MORTATTTI & PROBST, 1998). Os sólidos dissolvidos são constituídos por argilominerais (MARTINELLI *et al*, 1989).

Os argilominerais podem ser usados como indicador de origem, intensidade do intemperismo e maturidade tanto de rochas sedimentos quanto sedimentos marinhos e fluviais recentes (GUYOT *et al*, 2007). A análise feita por MARTINELLI *et al* (1993) indicou a presença dos seguintes argilominerais: illita, caulinita, clorita e esmectita. O estudo de SIQUEIRA (2013) tem os pontos amostrais A1, A2, A4 e A5 idênticos aos pontos P4, P9, P14 e P16 respectivamente. O referido estudo aponta que quase em todos os pontos amostra os espectros de infravermelho permitiram

identificar a presença de argilominerais de origem caulinita e quartzo. A composição geológica dos sólidos dissolvidos tem suma relevância na constituição da água dos rios e lagos que drenam íons metálicos e pequenas partículas dos solos, assim contribuindo para a composição físico-química da água regional e ainda de uma eventual representação do particulado em suspensão (MORTATTI & PROBST, 1998). A remoção de íons de metais pesados depende diretamente da capacidade de troca catiônica (CTC) do argilomineral (SILVA, 2007). Dependendo das características físico-químicas da água, os elementos dissolvidos podem precipitar-se como óxihidróxidos, carbonatos e outros minerais, vinculados a sólidos finos superficiais ou complexar com matéria orgânica (DREVER, 1988). Nos sistemas hídricos o Hg é detectado adsorvido às partículas sedimentares em suspensão ou depositado no leito do rio (GALVÃO *et al*, 2008). O mercúrio tem mobilização relativa média no ambiente secundário em um ambiente oxidante, com relação ao ambiente ácido tem mobilidade alta, porém quando em ambiente de alcalino a neutro ($\text{pH} > 5$) tem mobilidade relativa muito baixa a imóvel. O mesmo ocorre quando em ambiente redutor (ANDREW JONES, 1968). A análise feita na água nos períodos hidrológicos indicou pH de média 6,11 na cheia, na vazante foi 6,35, na seca foi 6,75 e na enchente foi 6,23 (tabelas 14 ao 19). O que demonstra que a água não é fator mobilizador desse contaminante, mas arrasta ele por conta de já ter sido mobilizado por meio de erosão e lixiviação do solo. Essa carga de material em suspensão é principalmente proveniente da região andina da bacia e está entre as mais elevadas dos rios da Amazônia (GIBBS, 1967).

Influenciando essa diferença de estoque deste elemento químico, o que mostra também a importância dos argilominerais (MARTINELLI, 1993; LYONS *et al*, 1995; GUYOT *et al*, 2007).

A bacia do Madeira é influenciada por processos naturais e antrópicos (LECHLER *et al*, 2000). Além das características dos ecossistemas terrestres adjuntas e do seu nível de alteração, a composição química da água depende das ações antrópicas exercidas em distintos segmentos do sistema como a construção de represas, efluentes industriais e doméstica e drenagem de áreas alagáveis por exemplo. O que influenciam suas características físico-químicas e qualidade da mesma (BERNARDI *et al*, 2009). Além do desmatamento e a queima da floresta (LACERDA, 1995; FARELLA, 2005) e desgaseificação do solo (ALMEIDA *et al*,

2005). Essas ações deixam o solo exposto assim promovendo o processo de lixiviação e erosão, consequentemente liberando o Hg para o ecossistema aquático (WASSERMAN *et al*, 2001; HERRMANN, 2004; LACERDA & MALM, 2008).

Os solos da Amazônia, os quais são ricos em Hg, por lixiviação e erosão fornecem este elemento químico aos rios (ROULET *et al*, 1996; ROULET *et al*, 1998; HERMANN, 2004). Os solos da bacia do Madeira são: latossolo, argissolo, neossolo, gleissolo, e cambissolo; sendo predominantes argissolo e latossolo (SEDAM, 2002; TUCCI, 2007). Os solos apresentam concentrações de Hg diferentes, variando de 34.8 a 366.1 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (BASTOS *et al*, 2006). O estudo de Oliveira (2007) demonstrou que os tipos de solo, granulometria das amostras e localização geográfica influenciam nas concentrações armazenadas de Hg. Esses solos são bastante intemperizadas, apresentando como produto argilominerais derivados da argila a caolinita e a gipisita, minerais amorfos e sesquióxidos de ferro e alumínio (BOURGOIN *et al*, 2003; GOMES *et al*, 2009). Esses argilo-minerais possuem relação geoquímica com metais, desse modo eles acabam se associando por afinidade química (GALVÃO *et al*, 2009). Assim demonstrando a importância do solo como estoque e também como fornecedor de mercúrio ao sistema aquático. Pois o mercúrio armazenado é lavado e lixiviado do solo (GUILHERME *et al*, 2005).

O uso e a ocupação do solo explicam essas variações de concentração (FOSTIER *et al*, 2000). Como por exemplo, a utilização da foz do rio Mutum-Paraná para o conserto de dragas e balsas (PFEIFFER *et al*, 1989; BASTOS & LACERDA, 2004) e as atividades agropecuárias extensivas e a extração de madeira (BELEM, 2013). A liberação de Hg em pastagens é maior que em áreas de floresta (MARGARELLI & FOSTIER, 2005). Os diferentes usos e ocupações do solo influenciam a armazenagem e liberação de mercúrio ao ambiente atmosférico e aquático.

O que demonstra a diferença encontrada nas concentrações de Hg na calha do rio e nos seus afluentes (EIA, 2004).

4.4 – Conclusão

A diferença nas concentrações de Hg nos períodos hidrológicos se deve aos rios formadores Beni e Mamoré. Os pulsos de inundação exercem contribuição importante. Os testes realizados inferem que as concentrações do mercúrio estudado possuem nexos causais com os sólidos em suspensão, durante os períodos hidrológicos. A contribuição do uso e ocupação do solo, as quais resultam em alterações na exportação de sólido aos rios, sendo suas cargas totais função direta da carga de material em suspensão.

As concentrações de mercúrio estão dentro dos limites legais e também não são diferentes das encontradas em estudos anteriores.

As diferenças nas concentrações ocorrem devido aos diferentes fatores como: relevo, litologia, clima e vegetação que as águas fluem. Assim influenciando nas características físico-químicas das águas e consequentemente na concentração de metais carregada. O uso e a ocupação do solo exercem contribuição importante.

4.5 – Referências

- ALMEIDA, M.D.; LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R.; HERRMANN, J.C. 2005. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, 137: 179-186.
- BASTOS, W.R; LACERDA, L.D; A contaminação por mercúrio na Bacia do Rio Madeira: uma breve revisão. *Revista Geochimica Brasiliensis*; número 18; página 99 -114; 2004.
- BELEM, F.L. Estudo da distribuição espacial de mercúrio em sedimentos no período da cheia do Rio Mutum-Paraná, Rondônia. 2013. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente)- Núcleo de Ciência e Tecnologia da Fundação Universidade Federal de Rondônia. Porto Velho, Rondônia.
- BOURGES, J.; CORTES, J.; HOOHELBECKE, R. 1987. Etude des débits du Mamoré à Guayaramerin. PHICAB ORSTOM , SENAMHI, 29 p.
- BOURGES, J. 1988. Necesidad de una red hidrométrica para el desarrollo. Aplicación al embalse de Cachuela Esperanza. Deuxième Symposium de la Recherche Française en Bolivie, La Paz, Avril 1988 : 90-97.
- BOURGOIN, L. M.; QUEMERAIS, B.; TURCQ, P. M.; SEYLER, P. Sur les traces du mercure au fil de l'eau, des Andes à l'Amazonie. *Précis de Hydrologie*, Ecole des Mines de Paris, 273p, 2003.

BROWDER, J.O.; GODFREY, B.J. 1997. Rainforest Cities: Urbanization, Development, and Globalization of the Brazilian Amazon. Columbia University Press, New York, E.U.A. 429 p.

CORRÊA, M. 2001. "A aposta agora é na Amazônia: Inventário feito pelo governo indica que se concentra no Norte 43% do potencial energético". Gazeta Mercantil [Brasília] 20 de julho de 2001, p. A-4.

EIA - Estudo de Impacto Ambiental - Aproveitamento Hidrelétrico Santo Antônio e Jirau Rio Madeira - RO, maio de 2005.

FARELLA, N. **Les fermes familiales de la région frontière du Tapajós em Amazonie brésilienne: relations entre les origines, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement.** Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Université du Québec à Montréal. Montréal, Canadá, 209 p., 2005.

FEARNSIDE, P.M. 2013. Decision-making on Amazon dams: Politics trumps uncertainty in the Madeira River sediments controversy. Water Alternatives 6(2): 313-325.

FEARNSIDE, P.M. 2014. Brazil's Madeira River dams: A setback for environmental policy in Amazonian development. Water Alternatives 7(1): 154-167.

FOSTIER, A.H.; FORTI, M.C.; GUIMARÃES, J.R.D.; MELFI, A.J.; BOULET, R.; ESPIRITO SANTO, C.M.; KRUG, F.J. 2000. Sci. Total Environ. 260, 201. LACERDA, L.D. 1995. Amazon mercury emissions. Nature, 374: 20-21.

FURCH, K.; JUNK, W.J.; KLINGE, H. 1982. Unusual chemistry of natural waters from the Amazon region. Acta Cient. Venez., 33: 269-273.

GALVÃO, R.C.F.; GOMES, J.P.O.; ALMEIDA, R.; J.V.E. BERNARDI, J.V.E.; BASTOS, W.R.; LACERDA, L.D. Variação sazonal de elementos-traço associados aos sólidos em suspensão no Alto Rio Madeira, Amazônia Ocidental. Geochimica Brasiliensis, 23(1) 067-078, 2009.

GOMES, J.P.O; Aplicação da análise de componentes e geoestatística no estudo hidrogeoquímico de elementos-traço nos sólidos em suspensão do alto rio Madeira. Porto Velho, Monografia, 2005.

GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERANGELI, M.A.P.; ZULIANE, D.Q.; CAMPOS, M.L.; MARQUI, G. 2005. Elementos traço em solos e sistemas aquáticos. Tópicos em Ciências do Solo, 4: 345-390.

HERRMANN, J.C. Mercúrio em solos de Rondônia: A geoestatística como ferramenta de análise da influência da ação antrópica (um estudo de caso). 2004. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente)- Núcleo de Ciência e Tecnologia da Fundação Universidade Federal de Rondônia. Porto Velho, Rondônia.

JUNK, W.J.; K. FURCH. 1980. Química da água e macrófitas aquáticas de rios e igarapés na Bacia Amazônica e nas áreas adjacentes. Parte I. Acta Amazonica, 10: 611~33.

JUNK, W.J.; FURCH, K. 1985. The physical and chemical properties of Amazonian waters and their relationships with the biota. In: G.T. Prance and T.E. Lovejoy (Eds), Key Environments Amazonia. Pergamon Press, Oxford, pp. 3-17.

JUNK, W.J. 1985. Temporary Fat Storage an Adaptation of Some Fish Species to the Water level Fluctuation and Related Environmental Changes of the Amazon River. *Amazoniana*, 11: 315-35.

JUNK, W. J. (Ed.) The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System. Springer- Verlag Berlim Heidelberg, 1997. 520p.

JUNK, W. J. Food pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. In: Proceedings of the XXIX Congress Lahti Finland. 8-14 Agosto, 2004. Edited for the Association by J. Jones. International Association of Theoretical and applied limnology. Stuttgart, Alemanha, 2005.

LACERDA, L.D; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: Uma análise das áreas críticas. *Revista Estudos Avançados*; volume 22, número 63, São Paulo, 2008.

LECHLER, P.J.; MILLER, J.R.; LACERDA, L.D.; BONZONGO, D.J.C.; LYONS, W.B.; WARWICK, J.J. 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? *Science of the Total Environment*, 260: 87-96.

LIMA, H.N.; MELLO, J.W.V.; SCHAEFER, C.E.G.R.; KER, J.C. 2005. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. *Acta Amazônica* v.35(3). p 317-330. 2005.

MACHADO, J.A.C.; SOUZA, R.C.R. 2003. Fatores determinantes da construção de hidrelétricas na Amazônia: Bases para a exigência de indenização. p. 209-251 in L. E. Aragón, & M. Clüsener-Godt (eds.), *Problemática do Uso Local e Global da Água da Amazônia*. Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA), Universidade Federal do Pará (UFPA), Belém, Pará. 504 p.

MACHADO, V.L.F. Metilmercúrio nas águas da bacia do Rio Madeira, na área de influência do reservatório da Usina de Santo Antônio, Amazônia Ocidental. 2011. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente)- Núcleo de Ciência e Tecnologia da Fundação Universidade Federal de Rondônia. Porto Velho, Rondônia.

MAGARELLI, G.; FOSTIER, A.H. Quantificação de fluxos de mercúrio gasoso na interface solo/atmosfera utilizando câmara de fluxo dinâmica: aplicação na Bacia do Rio Negro; *Revista Química Nova*; Volume 28; página 968-974; número 6; 2005.

MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; DEVOL, A.H.; RICHEY, J.E.; FORSBERG, B.R. 1989. Suspended sediment load in the Amazon basin: An overview, *GeoJournal*, Dordrecht, 19 (4): p.381-389.

MILLER, J.R. 1997. The role of fluvial geomorphic processes in the dispersal of heavy metals from mine sites. *J. Geochem. Explor.* 58, 101–118.

Ministério de Minas e Energia. 2011. Plano Decenal de Expansão de Energia 2020. EPE. http://www.epe.gov.br/PDEE/20111229_1.pdf. Acessado em 21/07/15.

MIRETZKY, P.; BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. 2005. Sorption of mercury (II) in Amazon soils from column studies. *Chemosphere*. Oxford, 60, 1583-1589.

OLIVEIRA, J.B; JACOMINE, P.K.T; CAMARGO, M.N. Classe gerais dos solos do Brasil – Guia auxiliar para seu reconhecimento; 2 edição; Jaboticabal; São Paulo (2007).

OLIVIE-LAUQUET, G.; GRUAU, G.; DIA, A.; RIOU, C.; JAFFREZIC, A.; HENIN, O. 2001. Release of trace elements in wetlands: role of seasonal variability. *Wat. Res.* 35(4): 943-952.

PCE; FURNAS; CNO. 2005. Complexo Hidrelétrico do Rio Madeira: Estudos de Viabilidade do AHE Santo Antônio. Processo Nº 48500.000103/03-91. Relatório Final PJ-0532-V1- 00-RL-0001), PCE, FURNAS & CNO, Rio de Janeiro, RJ. 4 vols. + anexos.

PFEIFFER, W.C.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G. Mercury in the Madeira River Ecosystem, Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, Vol. 38, No. 3/4, p 239-245, 1991.

QUEIROZ, M.M.A.; HORBE, A.M.C.; MOURA, C.A.V. Mineralogia e química dos sedimentos de fundo do médio e baixo Madeira e de seus principais tributários – Amazonas – Brasil. *Acta Amazonica*. vol. 41(4) 2011: 453 – 464.

ROCHE, M.A.; BOURGES, J.; GUYOT, J.L. 1989. Hydrology, hydrochemistry and sediment yields in the Bolivian Amazon drainage basin. Poster and extended abstracto Regional characterization of water quality, Third IAHS Scientific Assembly, Baltimore, Maio, 1989 : 5 p.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; RHEAULT, I.; TRANS, S.; FARELLA, N.; CANUEL, R.; MERGLER, D.; AMORIM, M. Mercury in Amazonian soils: accumulation and realese. IV International Conference on the Geochemistry of the Earth's Surface. pp: 453-457. 1996.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; RHEAULT, I.; TRANS, S.; FARELLA, N.; SOUZA DO VALE, R.; MERGLER, D.; AMORIM, M. Distribution e partition of total mercury in waters of Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *The Science of Total Environment* 213: 203-211. 1998.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CAUNEL, R.; FARELLA, N.; SERIQUE, G.; COELHO, H.; PASSOS, C.J.S. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems, *Water, Air, Soil Pollution*, Amsterdam, v.112, n.3 p. 297 – 313. 1999.

SIOLI, H. 1967. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*, 1: 267-277.

SILVA, C.A. Especiação do mercúrio na cadeia trófica pelágica de uma costa sujeita a Ressugência. Cabo Frio (RJ). Tese. Universidade Federal Fluminense. 2006 Rio de Janeiro (RJ).

STATISTICA 10.0. STATSOFT INC. Tulsa, EUA, 2010.

SWITKES, G.; BONILHA, P.; Águas Turvas: Alertas sobre as consequências de barrar o maior afluente do Amazonas; editora Internacional Rivers. people. water. life; São Paulo; 2008.

TUNDISI, JOSÉ GALIZIA, 1987. Ecologia, limnologia e aspectos socioeconômicos da construção de hidrelétricas nos trópicos. In: Encontro de Tropicologia, 4, Recife. Anais: Universidade de Brasília; CNPq. 1990. p. 47-85

WASSERMAN, J. C.; HACON, S. S.; WASSERMAN, M. A. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. Mundo & Vida, v. 2, 2001.

WINDMOLLER, C.C.; SANTOS, R.C.; ATHAYDE, M.; PALMIERI, H.E.L. Distribuição e especiação de mercúrio em sedimentos de áreas de garimpo de ouro do quadrilátero ferrífero (MG). Revista Química Nova, Volume 30, Número 05; páginas1088-1094; 2007.

CAPÍTULO 5

Como dito no capítulo 4 aqui se apresenta o modelo predito de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica, e no capítulo seguinte serão apresentadas as considerações finais.

5 - Biomagnificação e bioacumulação de Hg no Rio Madeira

A atmosfera é o principal meio de entrada do Hg na Amazônia (FÖRSTNER, 1989; LACERDA & PFEIFFER, 1992; HACON *et al*, 1995; LACERDA & SALOMONS, 1998), outras formas de transporte são o material particulado, sedimento e água advindos dos Andes (MEADE, 1994; FILIZOLA-JUNIOR, 1999; MAURICE-BOURGOIN *et al*, 2000; MAURICE-BOURGOIN *et al*, 2003; GALVÃO *et al*, 2007). O regime hidrológico, responsável pela variação na composição da água, se inicia com o degelo dos Andes (LYONS & BIRD, 1995; GUYOT *et al*, 1999). A composição dos sólidos em suspensão é determinante na constituição físico-química da água (MORTATTI & PROBST, 1998), os argilominerais que o compõem demonstram sua origem e levam Hg (MARTINELLI *et al*, 1989; MARTINELLI *et al*, 1993; GUYOT *et al*, 2007; SIQUEIRA, 2013). O sedimento e os sólidos em suspensão são carregados aproximadamente 37×10^6 T e 40×10^6 T anualmente respectivamente (MARTINELLI *et al*, 1989; MORTATTI *et al*, 1989; GUYOT, 1993; GUYOT *et al*, 1999). Os solos da Amazônia são naturalmente enriquecidos com mercúrio (SAINT-AUBIN *et al*, 1998; ROULET *et al*, 1998; FADINI *et al*, 2001; DÓREA *et al*, 2003; HACON *et al*, 2008), porém, não é o único fator de contribuição, pois Hg é utilizado no garimpo de ouro (MARTINELLI *et al*, 1988; LACERDA & SALOMONS, 1992; MALM *et al*, 1998). A origem do Hg encontrado nos ecossistemas aquáticos é advindo da atmosfera (VEIGA *et al*, 1994; FITZGERALD *et al*, 1998), outra parte da erosão e lixiviação dos solos (ROULET *et al*, 1998; ZEIDEMANN *et al*, 1999; ROULET *et al*, 2000; FARELLA, 2005). Em ambientes aquáticos o Hg se forte ligação aos sólidos em suspensão (FORSTNER & MULLER, 1974; FORSTNER & PATCHINELAM, 1976). O Hg em corpos hídricos é metilado por bactérias, tornando-o biodisponível, consequentemente levando a bioacumulação (COMPEAU & BARTHA, 1985; RUDD, 1995; SIQUEIRA & APRILE, 2012). O Hg é acumulado no sedimento (JUNG *et al*, 2005; VERGOTTI *et al*, 2009). O fitoplâncton é o primeiro elo da conectividade da parte abiótica com a parte biótica

(MASON *et al*, 1996; LACERDA & MALM, 2008). A grande propensão de aumento do Hg da água para os níveis tróficos superiores (HUDSON *et al*, 1994; PICKHARDT & FISHER, 2007), o fitoplâncton e zooplâncton exercem o papel intermediário no processo de bioacumulação e biomagnificação (BACK *et al*, 1995). O invertebrado é o elo entre os níveis tróficos intermediários e o topo da cadeia alimentar (BROWDER *et al*, 1994; STREEVER *et al*, 1996), podendo servir de alimento para peixes e pássaros (PONYI, 1994; PATERSON *et al*, 2006; EDMONDS *et al*, 2012). Os invertebrados fazem parte de várias cadeias alimentares e ocupa vários níveis tróficos, tornando-se assim importante biomarcador (BUCKLAND-NICKS *et al*, 2014). O Hg está presente em todos os compartimentos na região Amazônica (SAMPAIO, 2006).

A bioacumulação consiste no aumento da concentração de Hg no indivíduo (NRIAGU, 1979; MEILI, 1997), e a biomagnificação consiste no aumento das concentrações de Hg entre os níveis da cadeia alimentar (WATRAS *et al*, 1998; BASTOS *et al*, 2008). A estrutura e o tamanho da cadeia alimentar exercem influência na concentração de HgT e MeHg (CABANA & RASMUSSEN, 1994; KIDD *et al*, 2003; JARDINE *et al*, 2013). Na década de 1950 ocorreu a primeira ideia de biomagnificação deste metal (D'ITRI & D'ITRI, 1977; BOUDOU & RIBEYRE, 1997; AZEVEDO, 2003). A hipótese a ser testada é a dinâmica do Hg no ecossistema aquático por meio de análises nas matrizes água, sólidos em suspensão, sedimento, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados no Rio Madeira. A ênfase deste trabalho será a bioacumulação na água, material particulado e sedimento; e a biomagnificação nos fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados, porque poucos estudos têm como objetivo compreender a biomagnificação em produtores e consumidores primários (HILL *et al*, 1996). Pois pouco se sabe a respeito da biomagnificação do Hg em função dos períodos hidrológicos da Amazônia (DOREA & BARBOSA, 2007).

5.1 - Métodos

O teste de normalidade Kolmogorov-Sminorv, no qual foram testadas duas hipóteses H_0 (Os dados seguem uma distribuição normal) e H_1 (Os dados não seguem uma distribuição normal). Caso fosse admitida a hipótese H_0 seria utilizado MANOVA, caso fosse admitida a hipótese H_1 seria utilizado Kruskal-Wallis. Após a

realização do teste de normalidade a hipótese H_1 foi admitida, e com isso utilizou-se Kruskal-Wallis. Pois se deseja definir se as amostras de dois ou mais grupos surgem de populações com médias iguais, ou seja, saber se as médias de grupos diferem significativamente. Depois todas as campanhas foram reunidas em uma única tabela, da qual foi realizado o teste de normalidade. Este teste indicou distribuição não-paramétrica dos dados, e por isso foi escolhido o Kruskal-Wallis. A bioacumulação e biomagnificação do Hg ao longo da cadeia trófica foram preditas por meio da regressão múltipla linear (HAIR *et al*, 2009).

5.2 - Resultados

A estatística descritiva e o Kruskal-Wallis utilizado para comparar as matrizes água, sólidos em suspensão, sedimento, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados, além da comparação múltipla. O teste estatístico demonstrou que existe diferença significativa entre as concentrações da matrizes (tabela 19).

Tabela 19 – Comparação entre as concentrações de HgT e MeHg nas matrizes com forte indicativo de biomagnificação

Matriz	HgT		MeHg		p
Água	(0,02±SD) ^{abcdef}	(0,02;0,0009;0,1)	(0,0003±SD) ^{abdef}	(0,0003;0,0003;0,00)	
Sedimento	(61,42±SD) ^{abcdef}	(61,42;5,8;320,7)	(0,31±SD) ^{abdef}	(0,18;0,02;2,99)	
Sólidos em suspensão	(134,07±SD) ^{abcdef}	(105,6;1,02;738,8)			
Fitoplâncton	(258,35±SD) ^{abc}	(216,4;11,2;1810,5)	(12,46±SD) ^{abf}	(9,74;0,38;103,56)	
Zooplâncton	(309,2488±SD) ^{abcf}	(255,9;2,6;1387,6)	(15,4±SD) ^{bf}	(11,8;0,24;87,37)	0,00001

Invertebrados	(651,33±SD) ^{abc} _{def}	(577,9;1,02;3073,83)	(44,8±SD) ^a _{bdef}	(28,31;1,02;567,89)
---------------	---	----------------------	--	---------------------

Legenda: a – água (W) ; b – sedimento (S); c – sólidos em suspensão (PM); d – fitoplâncton; e – zooplâncton; f – invertebrados. Letras diferentes indicam diferença significativa; N= 1967 amostras.

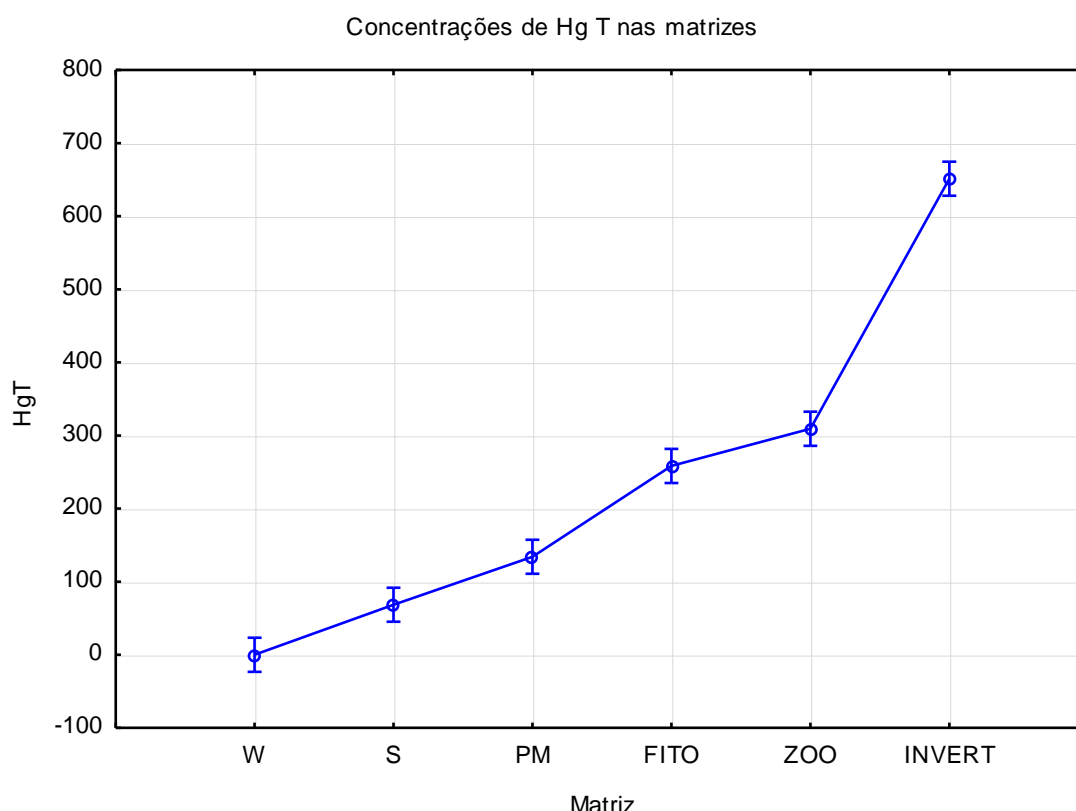


Figura 14 - Concentrações de Hg T nas matrizes água, sedimento, material particulado, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados.

A biomagnificação e bioacumulação de Hg T ao longo da cadeia trófica, as concentrações de Hg em ordem crescente: água, sólidos em suspensão, sedimento, fitoplâncton e zooplâncton, as quais têm diferença significativa entre elas (figura 15). A acumulação de HgT foi de 3.071 vezes da água para o sedimento; 2,18 vezes do sedimento para os sólidos em suspensão; 1,93 vezes dos sólidos em suspensão

para o fitoplâncton; 1,2 vezes do fitoplâncton para o zooplâncton; 2,1 do zooplâncton para os invertebrados.

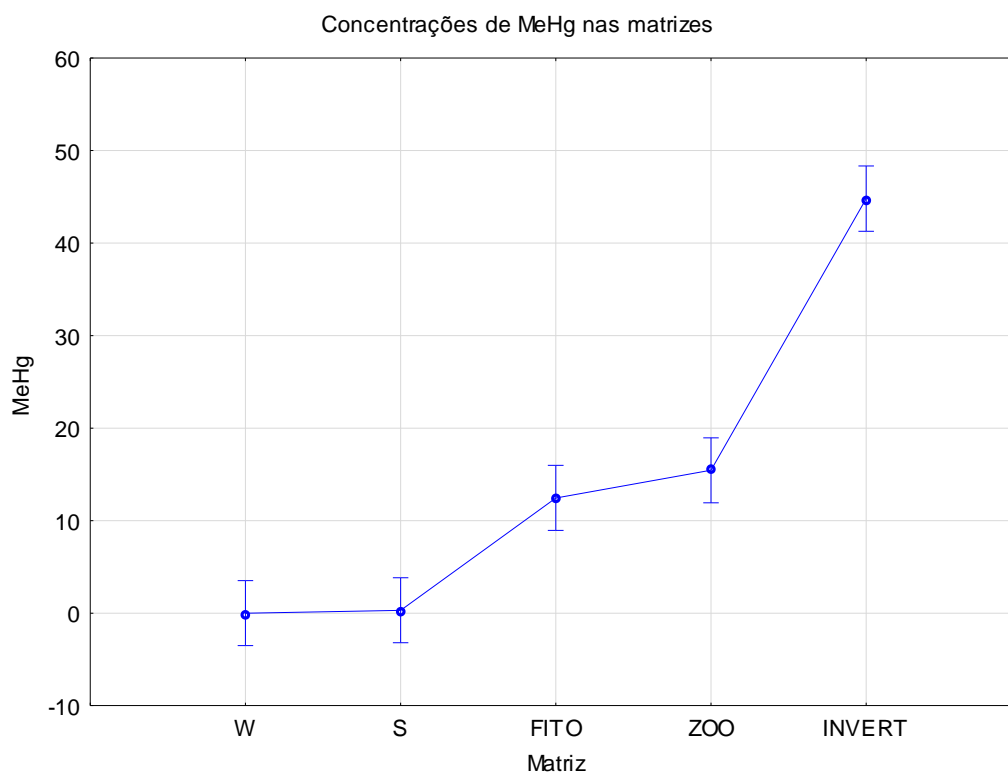


Figura 15 - Concentrações de MeHg nas matrizes água, sedimento, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados.

A biomagnificação e bioacumulação de MeHg ao longo da cadeia trófica. As concentrações de Hg em ordem crescente: água, sedimento, fitoplâncton e zooplâncton, as quais têm diferença significativa entre elas (figura 16). As concentrações de MeHg em ordem crescente: água, sedimento, fitoplâncton e zooplâncton, as quais tem diferença significativa entre elas. A acumulação de MeHg foi de 600 vezes da água para o sedimento; 54,11 vezes do sedimento para o fitoplâncton; 1,2 vezes do fitoplâncton para o zooplâncton; 2,4 do zooplâncton para os invertebrados.

A regressão linear múltipla foi utilizada para aferir o grau de dependência do HgT dos invertebrados para inferir sobre a bioacumulação e biomagnificação do HgT ao longo da cadeia trófica. O modelo predito realizada com as matrizes água, material particulado, sedimento, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados (tabela 20). A variável dependente foi invertebrado e as independentes foram água, sólidos em suspensão, sedimento, fitoplâncton e zooplâncton. A análise estatística demonstrou que ocorre biomagnificação e bioacumulação de Hg ao longo da cadeia

trófica. O erro do modelo preditivo já foi aferido. A equação do modelo é igual a $HgT_{invert} = 202,8 + \sum [(4.031,91758 + X_{1\text{água}}) + (- 0,72287 + X_{1\text{sedimento}}) + (0,55301 + X_{1ss}) + (0,21541 + X_{1fito}) + (1,70887 + X_{1zoo})] + 317,58$.

Tabela 20 – As regressão linear múltipla O HgT dos invertebrados foi estabelecido com a variável dependente foi invertebrado e as independentes foram água, material particulado, sedimento, fitoplâncton e zooplâncton. O R = 0,65422262. O coeficiente de determinação é $R^2 = 0,42800724$. O F encontrado foi 47,759 e o $p < 0,0000001$.

Variável	$\beta 1$	SE $\beta 1$	$\beta 0$	SE $\beta 0$	t(322)	p-value
Intercept			202,8000	45,9140	4,4170	0,0000
W	0,13528	0,0453	4031,7370	1349,4860	2,9876	0,0030
S	-0,07457	0,0457	-0,6940	0,4260	-1,6310	0,1039
SS	0,10701	0,0430	0,4030	0,1620	2,4907	0,0133
FITO	0,05211	0,0563	0,1070	0,1160	0,9260	0,3552
ZOO	0,58347	0,0574	1,0680	0,1050	10,1676	0,0000

A regressão linear múltipla foi utilizada para aferir se ocorre biomagnificação e bioacumulação de MeHg ao longo da cadeia trófica. O modelo predito realizada com as matrizes água, sedimento, fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados (tabela 21). A variável dependente foi invertebrado e as independentes foram água, sedimento, fitoplâncton e zooplâncton. A análise estatística demonstrou que ocorre biomagnificação e bioacumulação de Hg ao longo da cadeia trófica. O erro do modelo preditivo já foi aferido. A equação do modelo é igual à $MeHg_{invert} = 12,55 + \sum [(- 2.450,692167 + X_{1\text{água}}) + (14,621049 + X_{1\text{sedimento}}) + (1,433264 + X_{1fito}) + (1,146049 + X_{1zoo})] + 65,751$.

Tabela 21 - Regressão linear múltipla do MeHg com a variável dependente foi invertebrado e as independentes foram água, sedimento, fitoplâncton e zooplâncton. O $R = 0,35697770$. O coeficiente de determinação é $R^2 = 0,12743308$. O F encontrado foi 11,647 e o $p < 0,0000001$.

Variável	$\beta 1$	SE $\beta 1$	$\beta 0$	SE $\beta 0$	t(319)	p-value
Intercept			12,55	7,48	1,677305	0,094462
W	-0,008900	0,053267	-2450,63	14666,60	-0,16709	0,867406
S	0,076998	0,054051	14,49	10,17	1,424550	0,155265
FITO	0,192119	0,071450	1,17	0,43	2,688845	0,007547
ZOO	0,175092	0,070957	0,90	0,37	2,467570	0,014128

5.3 - Discussão

As diferenças encontradas nas concentrações nas matrizes se devem as vias de contato das matrizes com o analito determinam a concentração acumulada por ela (BOENING, 2000), as quais são descritas e demonstram o motivo dessas concentrações ocorrerem. A bioacumulação e a biomagnificação dependem da disponibilidade de Hg no ambiente, o Hg inorgânico é insolúvel e relativamente pouco disponível já o MeHg tem grande facilidade de bioacumular e biomagnificar (BOUDOU *et al*, 1991; MASON *et al*, 1996; SIQUEIRA *et al*, 2012). A qual pode variar sazonalmente devido as diferentes proporções de HgT para MeHg (HARRIS & BODALY, 1998; GREENFIELD *et al*, 2005). A organização da cadeia trófica é fator importante na transferência de Hg do produtor primário ao topo da cadeia alimentar (CABANA *et al*, 1994; CABANA *et al*, 1994). A correlação encontrada corrobora com os padrões de bioacumulação e biomagnificação preditos em estudos anteriores, assim demonstrado pela correlação significativa (MEILI, 1991; CABANA *et al*, 1994; LECHLER *et al*, 2000). O estudo de WREN *et al* (1991) encontrou a correlação R^2 igual a 0,60, enquanto no presente estudo é igual a 0,43, isso ocorre devido a presença ou ausência de determinadas espécies (AKIELASZEK & HAINES, 1981; RASK & METALA, 1991).

A acumulação da água para o sedimento se deve as características físico-químicas da água, ocorrendo precipitação dos elementos dissolvidos como

óxihidróxidos, carbonatos e outros minerais, vinculados a sólidos finos superficiais (DREVER, 1988; BASTOS *et al*, 2006). A água teve baixa correlação no MeHg, porém teve alta correlação no HgT como mostrado nas tabelas 21 e 22. O pH da água teve como média na cheia 6,11; na vazante 6,35; na seca 6,75; na enchente 6,23; o Hg tem baixa mobilidade em água em pH > 5 (ANDREW JONES, 1968), o qual tem influência nas concentrações de Hg (SANEMASA, 1975; BELGER & FORSBERG, 2006). O pH juntamente com outros fatores ambientais que controlam os processos de metilação e a biodisponibilidade explicam discrepâncias entre as concentrações encontradas em água e concentrações encontradas em cadeias tróficas superiores (WATRAS *et al*, 1998; MASON *et al*, 2000). O estudo de WATRAS & BLOOM (1992) demonstra maior bioacumulação e biomagnificação de Hg em ambientes aquáticos ácidos, quando dissolvido é adsorvido no sedimento e material particulado (BALOGH *et al*, 1997). Pois quanto mais o Hg está dissolvido mais estará disponível, devido ao fato de Hg ser mais dissolvido em determinado pH, o que não ocorre no presente estudo. Porém trabalhos como o de LAWSON & MASON (1998) demonstram que os parâmetros físico-químicos da água influenciam somente na acumulação. O Hg pode ser acumulado diretamente da água (STOKES & WREN, 1987; PEECH CHEREWYK, 2002). O que explica as correlações encontradas nas regressões lineares realizadas.

Tabela 22 – Concentração de HgT no sólidos em suspensão em diferentes regiões em $\mu\text{g kg}^{-1}$

Localidades	Max-Min	Trabalhos
Mediterrâneo	4700 – 100	FERRARA <i>et al</i> (1989)
Rio Acre	220 – 67	MASCARENHAS <i>et al</i> (2004)
Rio Madeira	738,85 – 1,02	Presente estudo

O resultado da amostragem das matrizes sólidos em suspensão e sedimento (tabela 20) apresentou uma concentração muito menor de MeHg em relação ao Hg total, de acordo com VÁSQUEZ *et al* (1999) isso se deve ao fato que nos sedimentos o MeHg representa em média somente cerca de 1,5% do mercúrio total,

porém é consideravelmente mais tóxico que o mercúrio inorgânico. Os sólidos em suspensão são ricos em Hg^{2+} é transportado para o sedimento, onde o metal pode ser metilado por bactérias sulfato-redutoras. Em reação reversa à metilação, as bactérias presentes no sedimento podem também desmetilar o metilmercúrio. O balanço das reações de metilação e desmetilação determinará se um ambiente atua como fonte ou sumidouro de metilmercúrio. O processo de metilação ocorre preferencialmente de oxi-anóxico interface em sedimento superficial, terra úmida, raízes de macrófitas flutuantes, lago com camadas hipolimnéticas e perifíton (CLECKNER *et al*, 1999; GUIMARÃES *et al*, 1999; RUDD, 1995).

O sedimento também teve baixa correlação no HgT e para MeHg, conforme mostrado nas tabelas 21 e 22 (coluna 6, linha 3), isso se deve ao fato de terras úmidas atuarem como redutores do Hg presente no sedimento, enviado Hg para atmosfera (LINDBERG & MEYERS, 2001). O estudo de KUNO (2003) não encontrou correlação entre o sedimento e piranhas. Apesar de sua importância na transferência de nutrientes para o macroinvertebrados (HAMMER, 1989). Alguns elementos traço sofrem bioacumulação, porém não participam do processo de biomagnificação (MOREL *et al*, 1998). A baixa solubilidade do Hg na água, devido ao pH, facilita a deposição dele (REBOREDA *et al*, 2008). O que demonstra a insignificância dessa matriz na biomagnificação ao longo da cadeia trófica aquática.

Tabela 23 – Concentração de HgT no sedimento em diferentes regiões em $\mu g\ kg^{-1}$

Localidades	Max-Min	Trabalhos
Rio Madeira	53 – 40	PFFEIFER <i>et al</i> (1991)
Reservatório Tucuruí	210 – 10	AULA <i>et al</i> (1995)
Flórida, EUA	219 – 1	KANNAN <i>et al</i> (1998)
		BONOTTO & SILVEIRA (2003)
		MASCARENHAS <i>et al</i> (2004)
Rio Madeira	280 – 50	
Rio Acre	184 – 18	Presente estudo
Rio Madeira	320,78 – 5,83	

A acumulação do Hg nos sólidos em suspensão se deve a forte ligação entre eles (FORSTNER & MULLER, 1974; FORSTNER & PATCHINELAM, 1976). Os

sólidos em suspensão tiveram alta correlação (tabelas 21 e 22), o qual tem grande forte ligação com o Hg, assim como estudos anteriores também apontam (KUNO, 2003; FORSTNER & MULLER, 1974; FORSTNER & PATCHINELAM, 1976; GAGNON & FISHER, 1997; SILVA, 2009). O fitoplâncton e o zooplâncton absorvem passivamente Hg por meio do material particulado (FISHE & HOOK, 2002), o que reforça a ideia de serem elos entre os fatores abióticos. O fato de o rio Madeira ser de água branca (SIOLI, 1967; SEDAM, 2003) demonstra a grande importância dessa matriz para os processos de bioacumulação e biomagnificação.

O fito e o zoo incorporam Hg dos sólidos em suspensão por meio da adsorção passiva (CRANSTON & BUCKLEY, 1972; FERRARA *et al*, 1989). As concentrações aumentam entre 2 a 10 vezes da presa para o predador (WINDOM *et al*, 1976; WATRAS & BLOOM, 1992). O MeHg aumenta suas concentrações do fitoplâncton para o zooplâncton (MOLINA *et al*, 2010). O aumento de MeHg e HgT ao longo da cadeia trófica, o qual é demonstrado pelo aumento significativo em cada nível trófico (CRONIN *et al*, 1998; MONTEIRO *et al*, 1998; SUNDERLAND, 2007). Os invertebrados possuem maior concentração de HgT e MeHg (tabela 20) em relação aos níveis tróficos anteriores, essa tendência é apontada em estudos anteriores (BLOOM, 1992; MASON *et al*, 2000; MONTEIRO *et al*, 1999). O ciclo biogeoquímico do Hg, o qual resulta na bioacumulação do MeHg, é muito complexo e dinâmico (ENGSTROM, 2007; POWER *et al*, 2002). O potencial de bioacumulação da libélula depende da sua exposição ao Hg e ao nível trófico dos seus alimentos (KENNEDY, 1950; CORBET, 1999).

Tabela 24 – Concentração de HgT no plâncton em diferentes regiões em $\mu\text{g kg}^{-1}$

Localidades	Max-Min	Trabalhos
Mediterrâneo	290 – 80	FERRARA <i>et al</i> (1989)
Mar Adriático	140 – 20	FERRARA & MASERTI (1991)
Rio Negro	452 – 242	PACHECO-PELEJA (2002)
Rio Tapajós	264 – 150	PACHECO-PELEJA (2002)
U.H.E Samuel	538 – 70	TREMBLAY <i>et al</i> (1998)
Lago Puruzinho	337 – 34	NASCIMENTO <i>et al</i> (2006)
Rio Madeira	1810,5 – 2,65	Presente estudo

O modelo predito do HgT apontou que o fitoplâncton não tem correlação significativa, porém para MeHg apontou correlação significativa, conforme mostrado nas tabelas 20 e 21 . Isso ocorre devido a grande importância da especiação do Hg no processo de biomagnificação, pois somente o mercúrio orgânico é transferido do fitoplâncton ao zooplâncton (LAWSON & MASON, 1998). A água contém > 2% de mercúrio metilado (DE DIEGO *et al*, 1999), enquanto no fitoplâncton é cerca de 5%. Os organismos da base da cadeia alimentar, como fitoplâncton, concentram MeHg diretamente da água (MOREL *et al*, 1998; PICKHARDT & FISHER, 2007). O que demonstra a importância da especiação do Hg para sua entrada na cadeia trófica, e consequentemente para a bioacumulação e biomagnificação.

O zooplâncton teve alta correlação do HgT e do MeHg (tabelas 24 e 25). Isso se deve ao fato do zooplâncton preda o fitoplâncton e sólidos em suspensão, e da adsorção do Hg presente na água (FISHE & HOOK, 2002). O MeHg é a espécie que mais é absorvida pelo trato intestinal (WAGEMANN *et al*, 1998). Além de serem predados por indivíduos de níveis tróficos superiores (LAZARRO, 1977; HALL *et al*, 1997). Esta matriz tem grande importância na compreensão dos processos de bioacumulação e biomagnificação (KAINZ *et al*, 2002), que demonstra a significância dela. O que demonstra a bioacumulação de Hg nas matrizes estudadas.

Tabela 25 – Concentração de HgT na invertebrados em diferentes regiões em $\mu\text{g kg}^{-1}$

Localidades	Max-Min	Trabalhos
Groelândia	0,11 (média)	RIGÉT <i>et al</i> (2007)
Rio Jaci-Paraná	0,020 (média)	BASTOS <i>et al</i> (2009)
Igarapé Belmonte	0,034 (média)	BASTOS <i>et al</i> (2009)
Nova Scotia, Canadá	236 – 231	BUCKLAND-NICKS <i>et al</i> (2014)
Rio Madeira	3073,83 – 1,02	Presente estudo

As diferenças nos valores nas concentrações de Hg nas diferentes regiões (tabelas 22 a 25) se devem as variáveis físico-químicas (pH, teor de matéria orgânica), disponibilidade e biodisponibilidade de Hg no ambiente.

O Hg T é biomagnificado 32.566,5 vezes da água até os invertebrados, e do MeHg 135.757,57 vezes (tabela 24). O Hg é biomagnificado até um milhão de vezes ao longo da cadeia trófica aquática (figura 14 e 15). A transferência de elementos-traço ao longo da cadeia trófica é muito útil para medir a biomagnificação de um nível trófico ao outro (BARWICK & MAHER, 2003), isso se deve a sua grande capacidade de biomagnificação (AGUSA *et al*, 2007). Há influência considerável de processos químicos e biológicos sobre as concentrações de Hg em consumidores de ordem trófica superior e na biodisponibilidade dele (WATRAS *et al*, 1998; GREENFIELD *et al*, 2001; JARDINE *et al*, 2012; LECHLER *et al*, 2000). A biodisponibilidade é regulada por fatores como: quantidade de matéria orgânica, velocidade de fluxo de corrente, potencial redox, pH, tamanho das partículas, concentração de sulfetos e a existência de bactéria sulfatoredutoras (MACHADO, 2004; CARDOSO *et al*, 2008). O Metilmercúrio é biomagnificado através da cadeia alimentar (UNEP, 2013). A variação nos pulsos de água contribuem para a produção de MeHg e é fator de grande importância em áreas tropicais (EVERS *et al*, 2007; RAZAVI *et al*, 2013). As análises estatísticas demonstram a ocorrência de e biomagnificação e biomagnificação do Hg no rio Madeira, o qual é corroborado por trabalhos anteriores (LECHLER *et al*, 2000; MAURICE-BOURGOIN *et al*, 2000; SILVA *et al*, 1999).

5.4 - Conclusão

A região estudada sofre biomagnificação e bioacumulação de Hg ao longo da cadeia trófica. Os processos de biomagnificação e bioacumulação dependem da disponibilidade e biodisponibilidade do elemento químico, o qual é regulado pelas características físico-químicas dele e da água. Os processos de bioacumulação e biomagnificação dependem da especiação do Hg. A bioacumulação e a biomagnificação dependem de fatores ambientais tais como: tamanho da cadeia trófica e o nível trófico do indivíduo.

5.5 - Referências

- AGUSA, T.; KUNITO, T.; SUDARYANTO, A.; MONIRITH, I.; KAN, ATIREKLAP, S.; IWATA, H.; ISMAIL, A.; SANGUANSIN, J.; MUCHTAR, M.; TANA, T.S.; TANABE, S. 2007. Exposure assessment for trace elements from consumption of marine fish in Southeast Asia. *Environmental Pollution*, 145: 766-777.
- AZEVEDO, F.A. Toxicologia do Mercúrio. São Carlos: RiMa, 2003. São Paulo: InterTox, 2003.
- BACK, R.; VISSMAN, V.; WATRAS, C.J. 1995. Microhomogenization of individual zooplankton species improves mercury and methylmercury determinations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2470–2475
- BARWICK, M.; MAHER, W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Mar. Environ. Res.* 56, 471–502.
- BASTOS, W.R.; GOMES, J.P.O.; OLIVEIRA, R.C.; ALMEIDA, R.; NASCIMENTO, E.L.; BERNARDI, J.V.E.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G.; PFEIFFER, W.C. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 368: 344-351.
- BASTOS, W.R.; REBELO, M.; FONSECA, M.; ALMEIDA, R.; MALM, O. 2008. A description of mercury in fishes from the Madeira river Basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazonica* 38, 431–438.
- BELGER, L.; FORSBERG, B.R. 2006. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *The Science of the Total Environment* 367, 451–459.
- BLOOM, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1010–1017.
- BOUDOU, A.; DELNOMDEDIEU, M.; GEORGESCAULD, D.; RIBEYRE, F.; SAOUTER, E. 1991. Fundamental roles of biological barriers in mercury accumulation and transfer in fresh-water ecosystems (analysis at organism, organ, cell and molecular levels). *Water, Air, & Soil Pollution* 56, 807e 822.

- BROWDER, J.A.; GLEASON, P.J.; SWIFT, D.R. 1994. Periphyton in the Everglades: Spatial variation, environmental correlates, and ecological implications. In *The Everglades* (pp 379–419). St. Lucie Press, Delray Beach, FL
- CABANA, G.; RASMUSSEN, J.B. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372:255-57.
- CABANA, G.; TREMBLAY, A.; KALFF, J.; RASMUSSEN, J.B. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: a determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 51:381–89.
- CAMPBELL, L.; VERBURG, P.; DIXON, D.G.; HECKY, R.E. Mercury biomagnification in the food web of Lake Tanganyika (Tanzania, East Africa). *Sci Total Environ.* 2008; 402:184–91.
- CARDOSO, P.G.; LILLEBO, A.I.; LOPES, C.B.; PEREIRA, E.; DUARTE, A.C.; PARDAL, M.A. 2008. Influence of bioturbation by *Hediste diversicolor* on mercury fluxes from estuarine sediments: A Mesocosms laboratory experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 315–334.
- CORBET, P.S. 1999. *Dragonflies: Behaviour and Ecology of Odonata*. Cornell University Press, Ithaca, NY, USA.
- COMPEAU, G.C.; BARTHA, R. Sulfate-reducing bacteria: Principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment *Applied and environmental microbiology*. 1985;50:498-502.
- CRANSTON, R.E.; BUCKLEY, D.E. 1972. Mercury pathways in a river and estuary. *Environ. Sci. Technol.*, 6: 274-278.
- CRONIN, M.; DAVIES, I.M.; NEWTON, A.; PIRIE, J.M.; TOPPING, G.; SWAN, S. 1998. Trace metal concentrations in deep-sea fish from the North Atlantic. *Mar. Environ. Res.* 45, 225–238.
- D'ITRI, P.A.; D'ITRI, F.M. 1977. *Mercury Contamination: A Human Tragedy*. John Wiley & Sons, Nova York. 311 páginas.
- DÓREA, J.G.; BARBOSA, A.C.; FERRARI, I.; SOUZA, J.R.. Mercury in hair and in fish consumed by riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. **Int. J. Environ. Health Res.** 13 (3), 239–248. 2003.
- DÓREA, J.G.; BARBOSA, A.C. 2007. Anthropogenic impact of mercury accumulation in fish from the Rio Madeira and Rio Negro rivers (Amazônia). *Biological Trace Element Research*, 115: 243-254.
- DREVNICK, P.E.; ROBERTS, A.P.; OTTER, R.R.; HAMMERSCHMIDT, C.R.; KLAPER, R.; ORIS, J.T. 2008. Mercury toxicity in livers of northern pike (*Esox lucius*) from Isle Royale, USA. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol* 147:331–338.
- EDMONDS, S.T.; O'DRISCOLL, N.J.; HILLIER, N.K.; ATWOOD, J.L.; EVERS, D.C. 2012. Factors regulating the bioavailability of methylmercury to breeding rustyblackbirds in northeastern wetlands. *Environ Pollut* 171:148–154.

ENGSTROM, D.R. Fish respond when the mercury rises. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2007;104 (42):16394-5.

EVERS, D.C.; HAN, Y-J.; DRISCOLL, C.T.; KAMMAN, N.C.; GOODALE, M.W.; FALLON LAMBERT, K. (2007) Biological mercury hotspots in the northeastern United States and southeastern Canada. *Bioscience* 57:29–43.

FARELLA, N. Les fermes familiales de la région frontrière du Tapajós em Amazonie brésilienne: relations entre les origines, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Universidade de Québec à Montréal. Montréal, Canadá, 209 p., 2005.

FERRARA, R.; MASERTI, B.E.; ZANABONI, C. Mercury levels in total suspended matter and in plankton of the Mediterranean Basin. *The Science of the Total Environment*, 84 (1989) 129-134

FILIZOLA-JUNIOR, N.P. 1999. O fluxo de sedimentos em suspensão nos rios da bacia Amazônica Brasileira. ANEEL, Brasília, DF. 1999. 63p.

FISHE, N. S. & HOOK, S. E., 2002, Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. *Toxicology*, 181: 531- 536.

FOO, S.C.; NGIM, C.H.; SALLEH, I.; JEYARATNAN, J.; BOEY, K.W. Neurobehavioral effects in occupational chemical exposure. *Environ Res*, 60 (1993), pp. 267–273.

FORSTNER, U.; MULLER, G. 1974. *Schwermetalle in Flussen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung*. Springer-Verlag. New York, 225pp.

FORSTNER, U.; PATCHINEELAM, S.R. 1976. Bindung und remobilisierung von Schwermetallen in Fluvitilen. *Chemikerzeitung*. 49-57.

FORSTNER, U. *Contaminated sediments*. Springer-Verlag. 1989.

GAGNON, C.; FISHER, N.S. 1997. Bioavailability of sediments-bound methyl and inorganic mercury to a marine bivalve. *Environmental Science and Technology*. 31(4): 993-998.

GREENFIELD, B.K.; HRABIK, T.R.; HARVEY, C.J.; CARPENTER, S.R. 2001. Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 1419–1429.

GREENFIELD, B.K.; DAVIS, J.A.; FAIREY, R.; ROBERTS, C.; CRANE, D.; ICHIKAWA, G. 2005. Seasonal, interannual, and long-term variation in sport fish contamination, San Francisco Bay. *Science of Total Environment* 336, 35e43.

GUYOT, J.L.; JOUANNEAU, J.M.; WASSON, J.G. 1999. Characterisation of river bed and suspended sediments in the Rio Madeira drainage basin (Bolivian Amazonia). *J S Am Earth Sci* 12(4):401–410.

GUYOT, J.L.; JOUANNEAU, J.M.; SOARES, L.; BOAVENTURA, G.R.; MAILLET, N.; LAGANE, C. 2007. Clay mineral composition of river sediments in the Amazon Basin. *Catena* 71: p. 340 - 356.

HACON, S. et al. Atmospheric mercury and trace elements in the region of Alta Floresta in the Amazon basin. *Water, Air, Soil Pollution*, v.80, p.273-83, 1995.

HACON, S.; BARROCAS, P. R. G.; VASCONCELLOS, A. C. S.; BARCELLOS, C., WASSERMAN, J. C.; CAMPOS, R. C.; RIBEIRO, C., AZEVEDO-CARLONI, F. B. An overview of mercury contamination research in the Amazon basin with an emphasis on Brazil. *Caderno Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 24 (7): 1479-1492, 2008.

HALL, B.D.; BODALY, R.A.; FUDGE, R.J.P.; RUDD, J.W.M.; ROSENBERG, D.M. 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water Air Soil Pollut.* 100: 13–24.

HAMMER, D.A. 1989. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Miami, Estados Unidos.

HARRIS, R.C.; BODALY, R.A. 1998. Temperature, growth and dietary effects on fish mercury dynamics in two Ontario lakes. *Biogeochemistry* 40, 175 e 187.

HILL, W.R.; STEWART, A.J.; NAPOLITANO, G.E. Mercury speciation and bioaccumulation in lotic primary producers and primary consumers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 812–819 (1996).

HUDSON, R.J.M.; GHERINI, S.A.; WATRAS, C.J.; PORCELLA, D.B. 1994. Modeling the biogeochemical cycle of mercury in lakes: The mercury cycling model (MCM) and its application to the MTL study lakes. In: WATRAS, C.J.; HUCKABEE, J.W. (Eds) *Mercury Pollution Integration and Synthesis* (pp 473–526). Lewis, Boca Raton

JARDINE, T.D.; KIDD, K.A.; RASMUSSEN, J.B. 2012a. Terrestrial and aquatic organic matter in the diet of stream consumers: implications for mercury exposure. *Ecological Applications* 22, 843–855.

JUNG, H.B.; YUN, S.T.; MAYER, B.; KIM, S.O.; PARK, S.S.; LEE, P.K. 2005. Transport and sediment-water partitioning of trace metals in acid mine drainage: an example from the abandoned Kwangyang Au–Ag mine area, South Korea. *Environ. Geol.* 48, 437–449.

KAINZ, M.; LUCOTTE, M.; PARRISH, C.C. 2002. Methyl mercury in zooplankton—the role of size, habitat, and food quality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1606–1615.

KANNAN, K.; SMITH, R.G.; LEE, R.F.; WINDOM, H.L.; HEITMULLER, P.T.; MACAULEY, J.M.; SUMMERS, J.K. Distribution of Total Mercury and Methyl Mercury in Water, Sediment, and Fish from South Florida Estuaries. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 34, 109–118 (1998).

KENNEDY, C.H. 1950. The relation of American dragonfly-eating birds to their prey. *Ecol Monogr* 20:103–142.

KIDD, K.A.; BOOTSMA, H.A.; HESSLEIN, R.H.; LOCKHART, L.; HECKY, R.E. Mercury concentrations in the foodweb of Lake Malawi, East Africa. *Journal of Great Lakes Research* 2003;29(Suppl. 2):258–66.

LACERDA, L.D.; SALOMONS, W. Mercury from gold and silver mining. A chemical time bomb? Berlin: Springer Verlag, 1998.

LAWSON, N.M.; MASON, R.P. 1998. Accumulation of mercury in estuarine food chains. *Biogeochemistry* 40, 235–247.

LAZZARO, X. 1977. A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviors, selectivity, and impacts. *Hydrobiologia*, 146: 97-167.

LINDBERG, S.E.; MEYERS, T.P. 2001. Development of an automated micro-meteorological method for measuring the emission of mercury vapor from wetland vegetation. *Wetlands Ecol. Manage.* 9, 333– 347.

LYONS, W.B. & BIRD, D.A. 1995. Geochemistry of the Madeira River, Brazil: comparison of seasonal weathering reactions using a mass balance approach. *Journal of South American Earth Sciences*, 8: 97-101.

MACHADO, W.T.V. 2004. Fatores de influência sobre a capacidade de retenção de metais pesados por sedimentos de manguezal. Dissertação de mestrado, Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ. p.141.

MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; BASTOS, W.R.; SOUZA, C.M.M. 1989. Utilização do acessório de geração de vapor frio para análise de mercúrio em investigações ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. *Ciência e Cultura*, 41 : 88-92.

MALM, O. 1998. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environ. Res.* 77 (2), 73–78.

MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; DEVOL, A.H.; RICHEY, J.E.; FORSBERG, B.R. 1989. Suspended sediment load in the Amazon Basin: an overview. *GeoJournal*, 19: 381-389.

MARTINELLI, L.A.; FERREIRA, J.R.; FORSBERG, B.R.; VICTORIA, R. 1988. Mercury contamination in the Amazon: a gold rush consequence. *Ambio* 17, 252–254.

MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; DEVOL, A.H.; RICHEY, J.E.; FORSBERG, B.R. 1989. Suspended sediment load in the Amazon basin: An overview, *GeoJournal*, Dordrecht, 19 (4): p.381-389.

MARTINELLI, L.A.; BRAGAGNA, P.; POLETTI, V.; SCIENZA, A. 1993. Somatic Embryogenesis from Leaf-Derived and Petiole-Derived Callus of *Vitis-Rupestris*. *Plant Cell Reports*, 12, 207-210.

MASON, R.P.; REINFELDER, J.R.; MOREL, F.M.M. 1996. Uptake, toxicity, and trophic transfer of mercury in a coastal diatom. *Environmental Science & Technology* 30, 1835 e1845.

MASON, R.P.; LAPORTE, J.M.; ANDRES, S. 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, Arsenic, Selenium and Cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38, 283–297.

MEADE, R.H. 1994. Suspended sediments of the modern Amazon and Orinoco Rivers. *Quaternary International* 21, 29e39.

MEILI, M. 1997. Mercury in lake sand rivers. In: SIGEL, A.; SIGEL, H. (Eds.) *Mercury and its Effects on Environment and Biology. Metal Ions in Biological Systems* 34. MarcelDekker, Nova York, pp.21–51.

MONTEIRO, L.R.; GRANADEIRO, J.P.; FURNESS, R.W. 1998. The relationship between mercury levels and diet in Azores seabirds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 166, 259–265

MONTEIRO, L.R.; GRANADEIRO, J.P.; FURNESS, R.W.; OLIVEIRA, P. 1999. Contemporary patterns of mercury contamination in the Portuguese Atlantic inferred from mercury concentrations in seabird tissues. *Mar. Environ. Res.* 47, 137–156.

MOLINA, C.I.; GIBON, F.M.; DUPREY, J.L.; DOMINGUEZ, E.; GUIMARÃES, J.R.D.; ROULET, M. 2010. Transfer of mercury and methylmercury along macro invertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia. *Sci. Total Environ.* 408, 3382–3391.

MORTATTI, J. & PROBST, J.L. 1998. *Hidrogeoquímica de bacias de drenagem*, Editoração CPG/CENA, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Série Didática, v. 1, 235p.

NRIAGU, J.O. 1979. *The Biochemistry of Mercury in the Environment*. Elsevier North-Holland Biomedical Press, Nova York, 696 páginas.

PATERSON, M.J.; BLANCHFIELD, P.J.; PODEMSKI, C.; HINTELMANN, H.H.; GILMOUR, C.; HARRIS, R.; OGRINC, N.; RUDD, J.W.M.; SANDILANDS, K.A. 2006. Bioaccumulation of newly deposited mercury by fish and invertebrates: An enclosure study using stable mercury isotopes. *Can J Fish Aquat Sci* 63:2213–2224.

PEECH CHEREWYK, K.A. Methylmercury bioaccumulation in zooplankton: an assessment of exposure routes and accumulation in newly flooded reservoirs. Tese de Doutorado, Universidade de Manitoba, Departamento de Entomologia, Winnipeg, Manitoba; 2002.

PICKHARDT, P.C.; FISHER, N.S. 2007. Accumulation of inorganic and methylmercury by freshwater phytoplankton in two contrasting water bodies. *Environ Sci Technol* 41:125–131.

PONYI, J.E. 1994. Abundance and feeding of wintering and migratory aquatic birds in two sampling areas of Lake Balaton in 1983–1985. *Hydrobiologia* 279/280:63–69

POWER, M.; KLEIN, G.M.; GUIGUER, K.R.R.A.; KWAN, M.K.H. 2002. Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *J. Appl. Ecol.* 39, 819–830.

RAVARTI, N.R.; MINGZHI QU; BINSONG J.; WENWEI REN; YUXIANG WANG; CAMPBELL, L.M. Mercury biomagnification in subtropical reservoir fishes of eastern China. *Ecotoxicology* (2014) 23:133–146.

REBOREDA, R.; CAÇADOR, I.; PEDRO, S.; ALMEIDA, P.R. 2008. Mobility of metal in salt marsh sediment colonised by *Spartina marítima* (Tagus estuary, Portugal). *Hydrobiologia*, 606: 129-137.

REGNELL, O.; HAMMAR, T.; HELGEE, A.; TROEDSSON, B. 2001. Effects of anoxia and sulfide on concentrations of total and methyl mercury in sediment and water in two Hg-polluted lakes. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 58, 506 e 517.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAINT-AUBIN, S.; HEAULT, I.; FARELLA, I.; SILVA, E.J.; DEZENCOURT, J.; SOUZA PASSOS, C.J.; SOARES, G.S.; GUIMARÃES, J.R.; MERGLER, D.; AMORIM, M. 1998. The geochemistry of mercury in central amazon soils developed on the Alter do Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará State, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 223(1): 1-24.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; FARELLA, N.; COURCELLES, M.; GUIMARÃES, J.R.D.; MERGLER, D.; AMORIM, M. 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemistry Geology*, 165: 243-266.

ROULET, M.; MAURY-BRACHET, R. Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens. In *Le Mercure en Amazonie*. CARMOUZE, J.P.; LUCOTTE, M.; BOUDOU, A. Eds.; IRD: Paris, 2001; pp 203- 271.

RUDD, J.W.M. Sources of methyl mercury to freshwater ecosystems: a review. *Water Air Soil Pollut* 1995;80:697–713.

SAMPAIO, D.S.; LUCOTTE, M. ROULET, H.P.; MERGLER, D.; CROSSA, M. Mercúrio nos peixes do rio Tapajós. *INTERFACEHS. Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente* - v.1, n.1, Art 6, ago 2006.

SANEMASA, I. The solubility of elemental Mercury vapor in water. *Bulletin of the Chemical Society of Japan*. 48. 1975-1979. 1975.

SILVA, A P.; SANTOS, E.C.; BRABO, E.S.; CÂMARA, V.M.; MASCARENHAS, A.F.S.; JESUS, I.M.; FAIAL, K.R.F., LOUREIRO E.C.B. 1999. Contribuição ao estudo da poluição por mercúrio no Estado do Acre. *Revista Saúde e Ambiente*, 31(1/2): 34-42.

SIOLI, H. 1967. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazonian*. 1(3): 267-277.

STATISTICA 10.0. STATSOFT INC. Tulsa, EUA, 2010.

STOKES, P.M.; WREN, C.D. Bioaccumulation of Mercury by Aquatic Biota in Hydroelectric Reservoirs: A Review and Consideration of Mechanisms.

STREEVER, W.J.; PORTIER, K.M.; CRISMAN, T.L. Crisman. 1996. A comparison of dipterans from ten created and ten natural wetlands. *Wetlands* 16:416–428

UNEP (2013) Global mercury assessment 2013: sources, emissions, releases and environmental transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva.

ULLRICH, S.M.; TANTON, T.W.; ABDRAHITOVA, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Crit Rev Environ Sci Technol* 31:241–293.

WAGEMANN, R.; TREBACZ, E.; BOILA, G.; LOCKHART, W.L. 1998. Methylmercury and total mercury in tissues of arctic marine mammals. *Sci. Total Environ.* 218, 19–31.

WATRAS, C.J.; BLOOM, N.S. 1992. Mercury and methylmercury in individual zooplankton: implication for bioaccumulation. *Limnol. Oceanogr.* 37:1313–18.

WATRAS, C.J.; BACKA, R.C.; HALVORSENA, S.; HUDSON, S. R.J.M.; MORRISONA, K.A.; WENTE, S.P. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *The Science of the Total Environment* 219 (1998) 183-208.

WATRAS, C.J.; BACK, R.C.; HALVORSEN, S.; HUDSON, R.J.M.; MORRISON, K.A.; WENTE, S.P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Science of the Total Environment* 219, 183–208.

WIENER, J.G.; KRABBENHOFT, D.P.; HEINZ, G.H.; SCHEUHAMMER, A.M. 2003. Ecotoxicology of mercury. In HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A.; CAIRNS, J. (eds.) *Handbook of Ecotoxicology*, 2nd ed. Lewis, Boca Raton, FL, USA, pp 409–464.

WINDOM, H.; GARDNER, W.; DUNSTAN, D.M.; PAFFHENOFR, G.A. 1976. Cadmium and mercury transfer in coastal marine ecosystem. In: Windom, H.L., Duce, R.A. (Eds.), *Marine Pollution Transfer*. Lexington Books.

CAPÍTULO 6

1 - Conclusão do estudo

Este capítulo tem como objetivo finalizar o presente estudo, após as discussões constadas nos capítulos anteriores conclui-se que:

- A diferença nas concentrações de Hg nos períodos hidrológicos se deve aos rios formadores Beni e Mamoré. Os pulsos de inundação exercem contribuição importante.
- Os testes realizados inferem que as concentrações do mercúrio estudado possuem nexos causais com os sólidos em suspensão, durante os períodos hidrológicos. A contribuição do uso e ocupação do solo, as quais resultam em alterações na exportação de sólido aos rios, sendo suas cargas totais função direta da carga de material em suspensão.
- As concentrações de mercúrio estão dentro dos limites legais e também não são diferentes das encontradas em estudos anteriores.
- As diferenças nas concentrações ocorrem devido aos diferentes fatores como: relevo, litologia, clima e vegetação que as águas fluem. Assim influenciando nas características físico-químicas das águas e consequentemente na concentração de metais carregada. O uso e a ocupação do solo exercem contribuição importante.
- A região estudada sofre biomagnificação e bioacumulação de Hg ao longo da cadeia trófica.
- Os processos de biomagnificação e bioacumulação dependem da disponibilidade e biodisponibilidade do elemento químico, o qual é regulado pelas características físico-químicas dele e da água.
- Os processos de bioacumulação e biomagnificação dependem da especiação do Hg. A bioacumulação e a biomagnificação dependem de fatores ambientais tais como: tamanho da cadeia trófica e o nível trófico do indivíduo.